

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
MATHIEU LAFOND

IMPACTS D'UN BARRAGE DE TYPE INVERSION SUR LES ASPECTS
LIMNOLOGIQUES DES SUBSTANCES HUMIQUES, DES BACTÉRIES ET
DU PHYTOPLANKTON (RIVIÈRE MATAWIN, CANADA)

AOÛT 2012

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont été impliquées de près ou de loin pour la mise en place et la réalisation du projet. Merci pour l'encadrement et le soutien que vous m'avez procurés tout au long de mon cheminement.

Je remercie mon directeur Ali A. Assani, de même que mon-codirecteur, Jean-Jacques Frenette. Merci de m'avoir ouvert les portes de vos laboratoires respectifs. J'ai énormément appris chez l'un comme chez l'autre.

Merci à mon comité, Stéphane Campeau et Béatrix Beisner, d'avoir accepté d'évaluer mon travail. Un merci spécial à Philippe Massicotte pour la générosité de son temps ainsi que pour l'aide considérable qu'il m'a apporté dans les analyses de PARAFAC. Merci à Marc-André Larose pour l'aide mutuelle apportée depuis le début de nos cheminements à la Maîtrise. Je remercie les professionnels Julien Arsenault, Claude Belzile et Chantal Fournier pour vos services et pour avoir répondu à mes questions. Merci à mes aides de terrain Michel Lafond et Samuel Bouque sans qui ce projet aurait été plus difficile. Merci à Natalie Godbout, Mathieu Langevin et Julien Lacharité pour le partage des équipements de terrain, ce fut très apprécié. Merci à Xavier Saussereau du Gîte du Lac Taureau pour nous avoir servi de guide sur le réservoir. Merci à Thomas Rousseau-Beaumier et Christine Demers pour votre écoute et votre soutien continu. Merci à Cătărina Leote Franco Pio pour son aide dans la mise en page du document. Je remercie le corps professoral de l'UQTR, ainsi que mes collègues de Maîtrise qui sont devenus mes amis de tous les jours.

RÉSUMÉ

L'inversion du régime hydrologique naturel par système de barrage est un phénomène rare. Mais au Québec, il est observé en aval de 40 % des barrages situés exclusivement en rive nord du fleuve Saint-Laurent. Ce type de régime hydrologique régularisé est caractérisé par des débits maximums en hiver et des débits minimums au printemps au moment de la fonte des neiges. L'inversion est associée à la construction d'un réservoir. Celui-ci crée une rupture de l'écoulement naturel de l'eau de l'amont vers l'aval. Le réservoir crée ainsi un obstacle à l'écoulement et représente le siège d'une multitude de réactions biochimiques qui altèrent la nature physico-chimique et biologique de l'eau en aval. Ce changement de dynamique se traduit premièrement par la formation d'un temps de résidence long d'avril à novembre, deuxièmement par des débits de faible magnitude lâchés en aval en période végétative, et troisièmement par des débits de haute magnitude en automne au moment des pluies automnales. Ces changements sont susceptibles d'engendrer des modifications de l'abondance et de la nature de la matière organique dissoute (MOD), du phytoplancton et des bactéries hétérotrophes en aval. Pour vérifier ces hypothèses, on a comparé les propriétés physico-chimiques et biologiques de l'eau pendant la période de mai à novembre 2010 en amont, dans le réservoir et en aval du barrage Taureau construit sur la rivière Matawin. Les résultats les plus significatifs obtenus sont les suivants : au printemps et en été, on a observé une diminution de l'abondance des algues picoeucaryotes de plus de 50 % et d'environ 42 % pour la chlorophylle *a*. En automne, on a observé une diminution des acides fulviques, humiques et des produits de photodégradation de plus de 50 %, du ratio des bactéries HNA:LNA de 10 %, ainsi qu'à une hausse de 45 % pour les nanocyanobactéries. Pour l'ensemble de la plage temporelle étudiée (mai à novembre), l'abondance des algues nanoeucaryotes se traduit par une diminution moyenne de 32 % et la teneur en phosphore total diminue de 25 %. Le temps de résidence généré par le réservoir s'est avéré agir en tant que catalyseur des processus de pertes tels que la prédation, la dégradation bactérienne, la photodégradation ainsi que la sédimentation. En effet, la nature plus statique du réservoir crée un temps de résidence long et le régime hydrologique inversé engendre de faibles relâchements des débits au printemps. Ces phénomènes contribuent à l'appauvrissement observé des éléments de MOD, du phytoplancton et des bactéries en aval.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
RÉSUMÉ.....	iii
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xi
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I	
PROBLÉMATIQUE, OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES.....	4
1.1 Problématique.....	4
1.1.1 L'inversion du régime hydrique	4
1.1.2 Impacts du réservoir sur la matière organique dissoute, le phytoplancton et les bactéries	7
1.2 Présentation des objectifs et des hypothèses	11
CHAPITRE II	
SITE À L'ÉTUDE, VARIABLES, MATÉRIEL ET MÉTHODES	13
2.1 Description du site à l'étude	13
2.2 Description des variables utilisées pour quantifier les effets du barrage.....	15
2.2.1 Les variables physico-chimiques	15
2.2.1.1 La matière organique dissoute	15
2.2.1.2 Les éléments nutritifs.....	17
2.2.1.3 Les variables physiques et de minéralisation.....	18
2.2.2 Les variables biologiques.....	19
2.2.2.1 Les algues eucaryotes et la chlorophylle <i>a</i>	19
2.2.2.2 Les cyanobactéries.....	20
2.2.2.3 Les Bactéries HNA/LNA.....	20
2.3 Méthodes d'échantillonnage.....	21
2.4 Dosage des substances humiques	24
2.5 Dosage du carbone organique dissous.....	30
2.6 Dosage des nutriments.....	30
2.7 Dosage des bactéries et du phytoplancton	31

2.8	Dosage de la chlorophylle <i>a</i>	33
2.9	Mesures des variables physiques et de minéralisation	34
2.10	Analyses statistiques des données	34
CHAPITRE III		
RÉSULTATS		37
3.1	Statut trophique de la rivière Matawin	37
3.2	Caractérisation des composantes de la MOD (PARAFAC)	37
3.3	Analyse discriminante temporelle	40
3.3.1	Variables physico-chimiques	41
3.3.2	Variables biologiques	44
3.4	Analyse canonique de redondance	46
3.5	Analyse discriminante spatiale	47
3.5.1	Variables physico-chimiques	48
3.5.1.1	Tendances spatio-temporelles	51
3.5.2	Variables biologiques	55
3.5.2.1	Tendances spatio-temporelles	58
3.6	Contribution des tributaires aux apports de la rivière	63
3.6.1	Tributaire sableux	64
3.6.2	Tributaire rocheux	64
CHAPITRE IV		
DISCUSSION		66
4.1	Substances humiques	66
4.2	Nutriments	68
4.3	Variables physiques et de minéralisation	69
4.4	Algues eucaryotes et chlorophylle <i>a</i>	70
4.5	Cyanobactéries	73
4.6	Bactéries	76
4.7	Effet des tributaires	78
CONCLUSION		79
RÉFÉRENCES		81
ANNEXE A		
TABLEAUX DES TESTS D'ÉGALITÉ DES MOYENNES INTER-CLASSES DES VARIABLES DES ANALYSES DISCRIMINANTES		90

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Répartition spatiale des régimes hydrologiques régularisés par système de barrage de type inversion (triangles), homogénéisation (cercles) et naturel (carrés) au Québec	5
1.2 Comparaison des coefficients mensuels de ruissellement des débits en amont (noir) et en aval (gris) du Réservoir Taureau. Source : Alibert et al. (2010).....	6
1.3 Représentation graphique du niveau du réservoir Taureau sur une base annuelle.....	7
1.4 Les principaux processus de transformation de la matière organique dissoute en milieu lentique. Adapté de Findlay et Sinsabaugh (2003).....	9
2.1 Carte du bassin versant de la rivière Saint-Maurice et du sous-bassin versant de la rivière Matawin	14
2.2 Taux métabolique des bactéries en fonction des sources de carbone labiles (LDOC) et récalcitrantes (RDOC). Adapté de Findlay et Sinsabaugh (2003) ..	21
2.3 Bassin versant de la rivière Matawin en aval du barrage avec les stations d'échantillonnage de la rivière (flèches rouges), des deux tributaires (flèches vertes) et du réservoir (flèche jaune)	23
2.4 Bassin versant de la rivière Matawin en amont du barrage avec les stations d'échantillonnage de la rivière (flèches rouges) et du réservoir (flèche jaune) .	24
2.5 Schéma des composantes optiques d'un spectrophotomètre. Adapté de Guilbault (1973).....	27
2.6 Matrice d'excitation-émission tridimensionnelle d'un échantillon d'eau de la rivière Matawin (A) et d'une composante de la MOD chromophorique isolée à partir des échantillons (B).....	30

2.7	Schéma des composantes d'un cytomètre en flux. Adapté de McCarthy et Macey (1994).....	32
3.1	Matrices d'excitation-émission des composantes récalcitrantes déterminées par la méthode du PARAFAC	39
3.2	Matrices d'excitation-émission des composantes labiles déterminées par la méthode du PARAFAC	40
3.3	Représentation graphique de l'analyse discriminante descriptive temporelle appliquée aux variables physico-chimiques	43
3.4	Représentation graphique de l'analyse discriminante descriptive temporelle appliquée aux variables biologiques	45
3.5	Représentation graphique de l'analyse de redondance appliquée aux variables physico-chimiques (bleu) et biologiques (rouge).....	47
3.6	Représentation graphique de l'analyse discriminante descriptive spatiale appliquée aux variables physico-chimiques	50
3.7	Distribution des acides fulviques (U.R.) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin	52
3.8	Distribution des acides humiques (U.R.) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin	52
3.9	Distribution des produits de photodégradation (U.R.) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin	53
3.10	Valeurs du coefficient d'extinction de la lumière (K_d) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin	53
3.11	Distribution du phosphore total ($\mu\text{g/L}$) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR), en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin	54

3.12	Distribution du taux de saturation en oxygène dissous (%) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR), en aval (AV) et b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin	54
3.13	Valeur du pH a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.....	55
3.14	Représentation graphique de l'analyse discriminante descriptive spatiale appliquée aux variables biologiques.....	57
3.15	Distribution des nanoeucaryotes (n/ml) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin	59
3.16	Distribution des picoeucaryotes (n/ml) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin	59
3.17	Distribution de la chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin	60
3.18	Distribution des nanocyanobactéries (n/ml) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.....	61
3.19	Distribution des picocyanobactéries (n/ml) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.....	61
3.20	Pourcentage moyen de bactéries HNA en fonction du temps en amont (rouge) et en aval (bleu).....	62
3.21	Ratio moyen des tryptophanes sur les substances humiques en fonction du temps en amont (rouge) et en aval (bleu)	62
3.22	Concentration des produits de photodégradation (U.R.) en fonction du pourcentage de bactéries HNA	63

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Principaux éléments fluorescents des systèmes aquatiques.....	26
3.1 Valeurs moyennes de variables mesurées sur la rivière Matawin, 2010	37
3.2 Couples d'excitation-émission des maxima de fluorescence des composantes issues du PARAFAC.....	38
3.3 Matrice de structure de l'analyse discriminante temporelle appliquée aux variables physico-chimiques.....	42
3.4 Pourcentage d'affectation des variables physico-chimiques aux classes mensuelles.....	43
3.5 Matrice de structure de l'analyse discriminante temporelle appliquée aux variables biologiques	44
3.6 Pourcentage d'affectation des variables biologiques aux classes mensuelles...	45
3.7 Matrice de structure de l'analyse discriminante spatiale appliquée aux variables physico-chimiques.....	49
3.8 Pourcentage d'affectation des variables physico-chimiques aux classes spatiales.....	51
3.9 Matrice de structure de l'analyse discriminante spatiale appliquée aux variables biologiques	56
3.10 Pourcentage d'affectation des variables biologiques aux classes spatiales	58
A.1 Tests d'égalité des moyennes inter-classes des variables physico-chimiques de l'analyse discriminante temporelle	90
A.2 Tests d'égalité des moyennes inter-classes des variables biologiques de l'analyse discriminante temporelle	90

A.3	Tests d'égalité des moyennes inter-classes des variables physico-chimiques de l'analyse discriminante spatiale	91
A.4	Tests d'égalité des moyennes inter-classes des variables biologiques de l'analyse discriminante spatiale	91

LISTE DES ABRÉVIATIONS

acFulv	Acides fulviques
acHum	Acides humiques
TN	Azote Total
Chla	Chlorophylle <i>a</i>
Cond	Conductivité
DOC	Carbone organique dissous
HNA	Bactéries à teneur élevée en acides nucléiques
K _d	Coefficient d'extinction de la lumière
LDOC	Carbone organique dissous labile
LNA	Bactéries à teneur faible en acides nucléiques
MOD	Matière organique dissoute
NanoCy	Nanocyanobactéries
NanoEuk	Algues nanoeucaryotes
NO ₃	Nitrates
OD	Taux de saturation en oxygène dissous
SH	Substances humiques
SL	Substances labiles
SRP	Orthophosphates
TP	Phosphore Total
PicCy	Picocyanobactéries
PicEuk	Algues picoeucaryotes
PPhoto	Produits de photodégradation
RDOC	Carbone organique dissous récalcitrant
T	Température
Tryp	Tryptophane
Turb	Turbidité

INTRODUCTION

Avec plus d'un million de lacs et des milliers de rivières comptant pour près de 180 000 km² d'eau douce, le Québec bénéficie d'un avantage considérable en matière de production d'hydroélectricité. Depuis des décennies, la construction de milliers de barrages a permis au Québec d'exploiter la force hydraulique des rivières de manière à la convertir en énergie utilisable pour répondre aux besoins en électricité des populations humaines (Assani 2004). On évalue à 95 % la part d'énergie électrique générée via les nombreux barrages qui occupent les nombreux cours d'eau de la province.

Les barrages sont des infrastructures dont la mise en place est très fréquente dans les pays industrialisés. À titre d'exemple, Poff et al. (1997) rapportent que plus de 85 % de la surface des eaux continentales des États-Unis sont artificiellement contrôlées, d'où l'importance et l'intérêt de quantifier les impacts qui peuvent être induits par ces infrastructures sur les composantes écosystémiques. Les études axées sur les effets induits par les barrages, notamment sur les débits moyens annuels, se limitent d'ordinaire à étudier seulement le volume d'écoulement dans l'étude des impacts (Assani et al. 2005, 2009). De ce fait, il est difficile d'obtenir des données d'impacts directs ou indirects des barrages sur les autres caractéristiques des cours d'eau, telles que les variables biologiques et physico-chimiques. Dans leur ouvrage, Poff et al. (1997) citent que la variabilité interannuelle des débits influe directement sur la composition et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

Assani et al. (2005) ont répertorié trois types de régimes hydrologiques artificiels induits par les barrages au Québec.

Le premier, de type homogénéisation, est caractérisé par une faible variation des débits durant toute l'année. Le rapport débits maximums/débits minimums est presque égal à un. Ce régime est fréquent en rive nord.

Le second, de type naturel, se caractérise par des débits élevés au printemps et faibles en hiver, à l'instar des rivières naturelles. Ce régime est fréquent sur les rives nord et sud.

Le troisième, de type inversion, se caractérise par des débits maximums en hiver et minimums au printemps. Comme son nom l'indique, ce type représente un cycle naturel inversé.

Dans une étude axée sur la variabilité interannuelle des débits moyens, Assani (2004) ainsi que Lajoie et al. (2006) ont démontré que cette variation des débits était plus importante en régime d'inversion et d'homogénéisation par rapport au régime naturel. Le réservoir, qui est généré par la retenue des eaux par le barrage, augmente considérablement le temps de résidence de l'eau et crée un effet de coupure de l'écoulement naturel entre l'amont et l'aval du barrage. Le barrage apporte ainsi une nouvelle dynamique qui peut opérer des changements sur certains aspects physico-chimiques et biologiques de la rivière. Il s'avère que les effets de tels régimes sur les composantes biotiques et abiotiques ne sont pas bien documentés dans la littérature (Assani et al. 2006). La nature d'un régime hydrologique est donc souvent modifiée par les barrages, lesquels vont engendrer des conséquences écologiques sur une ou plusieurs des composantes du régime, soit la magnitude, la fréquence, la durée, la prévisibilité et le taux de changement (Matteau et al. 2009).

Le régime d'inversion s'avère être le seul régime hydrologique qui affecte toutes ces composantes des débits (Assani et al. 2006). De ce fait, les modifications encourues sur le régime hydrologique sont susceptibles de modifier les propriétés physico-chimiques (matière organique dissoute, nutriments, etc.) et biologiques (phytoplancton et bactéries hétérotrophes) de l'eau en aval du barrage. Ces modifications se traduisent ici par la présence d'un temps de résidence long durant la période printanière, associé à des lâchers d'eau faibles en aval du barrage (caractéristiques du régime d'inversion). Par conséquent, le réservoir représente un obstacle à l'écoulement naturel de l'eau et peut représenter le siège d'une multitude de

réactions biochimiques (Findlay et Sinsabaugh, 2003). En effet, la nature et l'abondance des éléments biologiques et physico-chimiques susmentionnés varient selon la dynamique et les caractéristiques hydro-biochimiques du milieu. Ward et Stanford (1983) ont notamment indiqué que les barrages affectent tous les aspects écologiques du système lotique en aval. Par exemple, des patrons de débits différents apportent des différences structurelles d'abondance sur la composition algale (Poff et al., 1990) et sur la physico-chimie de l'eau (Byren et Davies, 1989). Dans leur ouvrage, Findlay et Sinsabaugh (2003) citent que les lacs (ou réservoirs) tendent à favoriser les processus de dégradation de la matière organique dissoute (MOD) par la lumière et la sédimentation, car les systèmes de lacs sont d'ordinaire caractérisés par une canopée et une turbulence moins importante que les milieux lotiques. Ils citent également que la turbulence réduite des lacs favorise le broutage du phytoplancton, de même que la dégradation de la MOD par les bactéries. La MOD, en plus de façonner la composition structurelle des bactéries hétérotrophes (Findlay et Sinsabaugh 2003, Belzile et al. 2008), affecte la balance thermique et les activités photosynthétiques du phytoplancton (algues procaryotes et eucaryotes de taille *pico* et *nano*) en modifiant l'apport de la lumière pénétrant la colonne d'eau (Williamson 1999, Findlay et Sinsabaugh 2003, Callieri 2007, Lapierre et Frenette 2009, Frenette et Massicotte 2012). Par conséquent, toute force qui apporte des modifications structurelles relativement importantes au pool de MOD engendre des effets sur les bactéries et sur le phytoplancton (indirectement).

Les conséquences au plan limnologique causées par le régime hydrologique inversé ne sont pas bien documentées dans la littérature scientifique. La présente étude a donc pour objectif de quantifier les impacts induits par ce régime sur la matière organique dissoute, les bactéries et le phytoplancton.

CHAPITRE I

PROBLÉMATIQUE, OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES

1.1 Problématique

Le régime de type inversion engendre un temps de résidence élevé durant les périodes printanière et estivale. De fait, les débits qui entrent dans le réservoir sont stockés au moment de la fonte de neige et seront par la suite relâchés vers la fin de l'automne et durant tout l'hiver pour la production de l'énergie hydroélectrique. Il s'ensuit qu'en aval des barrages, les débits augmentent significativement en hiver mais diminuent tout aussi significativement au printemps et en été. Ces changements d'écoulement de l'eau par rapport aux conditions naturelles, combiné à la formation d'un temps de résidence long, peuvent engendrer des modifications sur les propriétés physico-chimiques de même que sur les réponses biologiques du phytoplancton et des bactéries en aval des barrages.

1.1.1 L'inversion du régime hydrique

Le régime d'inversion est observé uniquement sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent. Il provient du fait que l'écoulement naturel hivernal est faible en raison du stockage de l'eau sous forme de neige, combiné à une forte demande en énergie hydroélectrique, d'où les relâchements d'eau plus importants durant la période hivernale en aval. Les relâchements d'eau en hiver ont pour objectif d'alimenter les centrales hydroélectriques construites en aval. Le faible écoulement printanier est quant à lui associé à la retenue des eaux par le barrage en raison de la faible demande hydroélectrique associée à cette période de l'année. Ce régime est très fréquent au Québec et correspond à environ 40 % des régimes artificiels implantés (fig. 1.1).

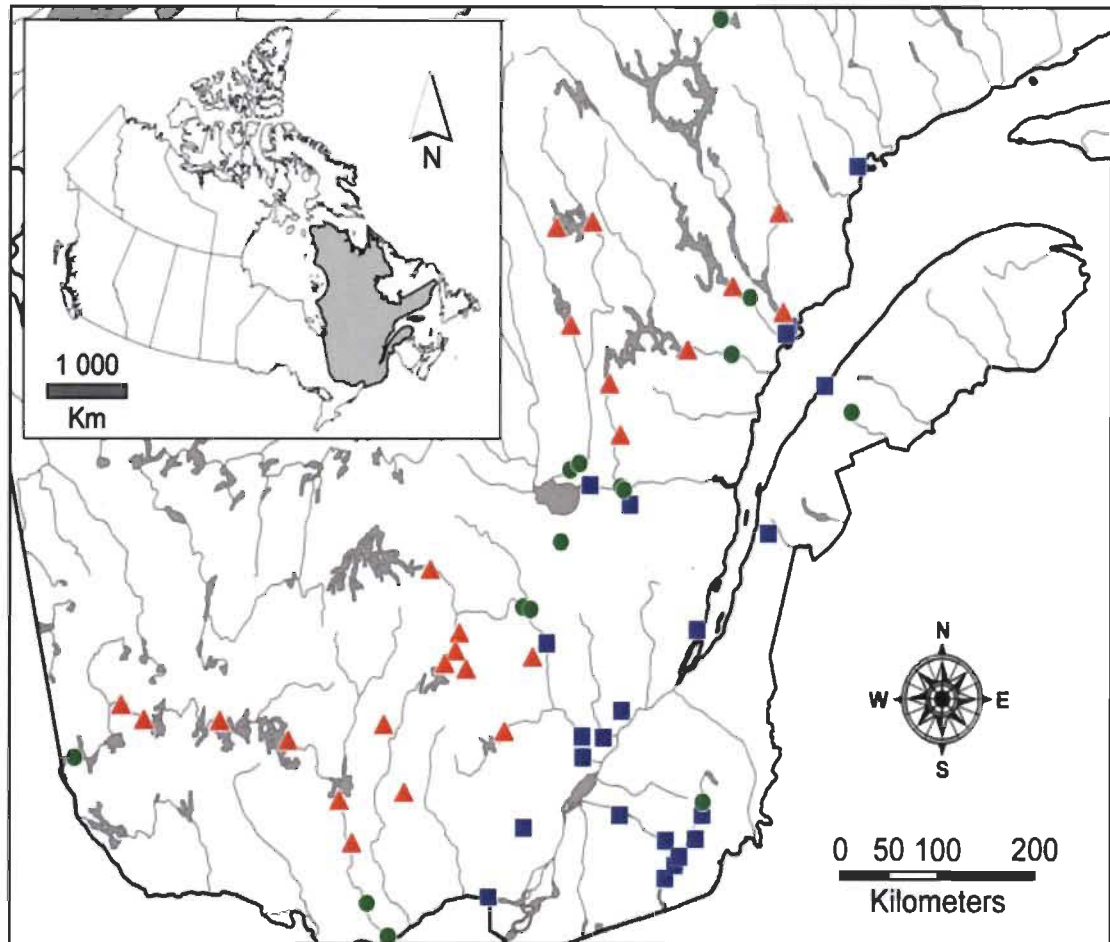


Figure 1.1 : Répartition spatiale des régimes hydrologiques régularisés par système de barrage de type inversion (triangles), homogénéisation (cercles) et naturel (carrés) au Québec.

Dans une étude d'impact d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin, régime de type inversion, Assani et al. (2002) ont démontré qu'en amont du barrage, l'écoulement printanier représentait 50 % de l'écoulement total annuel alors qu'en aval, cet écoulement correspondait à 20 %. L'amont est ainsi caractérisé par un régime de type naturel, alors qu'en aval du barrage, cette même rivière est caractérisée par le régime d'inversion. Cette réalité est illustrée par la figure 1.2, qui montre que les coefficients saisonniers des débits sont plus élevés en aval en hiver, et plus élevés en amont au printemps.

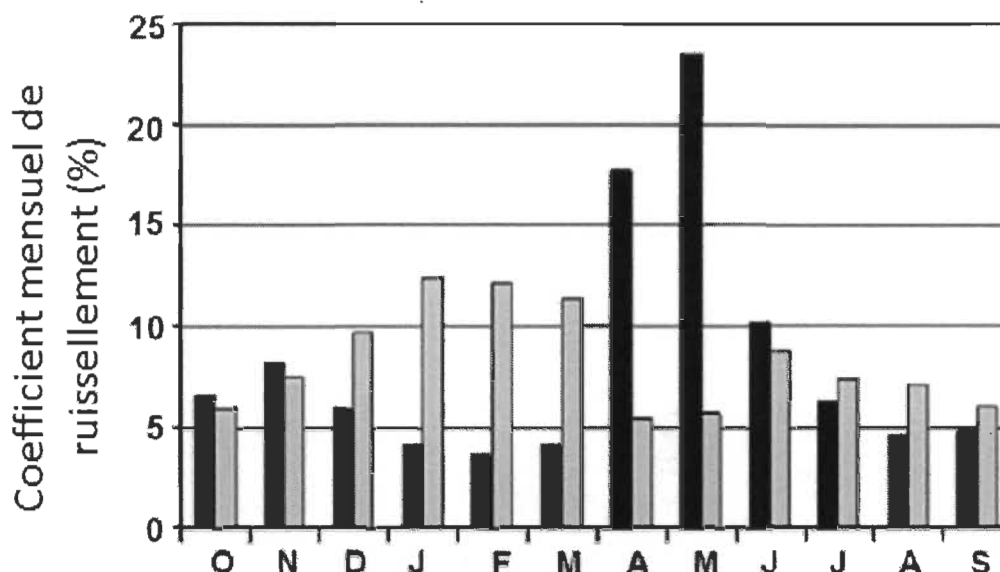


Figure 1.2 : Comparaison des coefficients mensuels de ruissellement des débits en amont (noir) et en aval (gris) du Réservoir Taureau. Source : Alibert et al. (2010).

La figure 1.3 illustre la variation du niveau d'eau dans le réservoir Taureau en fonction du temps. L'eau est stockée dans le réservoir dès la fonte de neige qui débute vers la fin du mois d'avril jusqu'au remplissage complet du réservoir au mois de mai. Les apports ultérieurs de l'eau de pluies ne sont plus stockés car la capacité de stockage maximum du réservoir est atteinte en mai. Ainsi, le temps de résidence de l'eau stockée dans le réservoir en avril et en mai dure environ 8 mois (d'avril à novembre). L'eau stockée dans le réservoir au printemps est progressivement lâchée en aval à partir du mois de décembre. La période de décembre à avril est ainsi caractérisée par de forts débits.

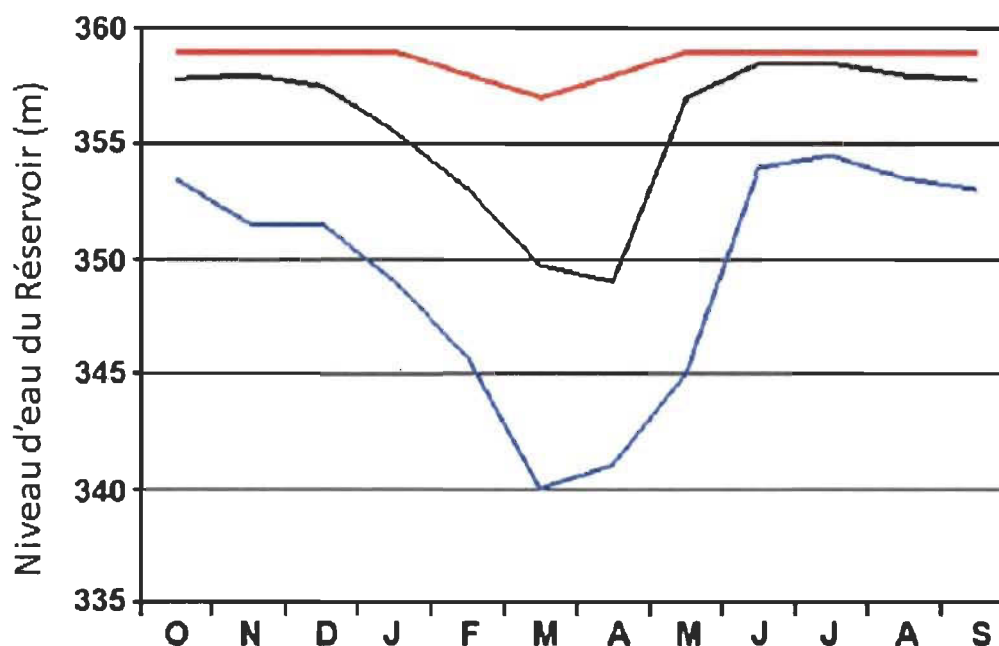


Figure 1.3 : Représentation graphique du niveau du réservoir Taureau sur une base annuelle.

Trois différents niveaux d'eau sont illustrés : Moyen (noir), minimum (bleu) et maximum (rouge). Source : Alibert et al. 2010.

1.1.2 Impacts du réservoir sur la matière organique dissoute, le phytoplancton et les bactéries

Plusieurs chercheurs ont déjà décrit les processus physiques, chimiques et biologiques qui opèrent en systèmes de rivières et de lacs (Benenati et al. 2000, Findlay et Sinsabaugh 2003, Frenette et al. 2012). Le barrage situé sur la rivière Matawin crée une séparation physique qui divise la rivière en deux. Les composantes physico-chimiques et biologiques passent d'un milieu lotique en amont à un milieu lentique dans le réservoir pour finalement retrouver le milieu lotique en aval du barrage. Les processus biochimiques qui opèrent sur ces composantes dans le réservoir sont différents de ceux retrouvés en milieu lotique. Dans leur ouvrage, Findlay et Sinsabaugh (2003) citent que les lacs (ou réservoirs) peu profonds tendent à avoir des temps de résidence plus courts, ce qui réduit l'importance des processus de pertes de la matière organique dissoute (MOD) à l'intérieur du lac. En effet, lorsque le temps de résidence de l'eau est long, cela favorise la dégradation de la MOD par la lumière et la sédimentation, car les systèmes de lacs sont d'ordinaire caractérisés par une canopée et une turbulence

moins importante. Ils citent également que la turbulence réduite facilite la prédation du phytoplancton, ainsi que la dégradation de la matière organique dissoute par les bactéries. Baxter (1977) mentionne que les barrages produisent en aval des conditions inverses à celles retrouvées dans le lac ou réservoir situé en amont. En système de rivière, selon les patrons de débits présents, des différences temporelles et structurelles d'abondance apparaissent sur la composition algale (Poff et al., 1990) et sur la physico-chimie de l'eau (Byren et Davies, 1989). Parallèlement, il est admis que la vitesse des courants retrouvés dans les réservoirs est moins importante que celle retrouvée dans les rivières en général. Ward et Stanford (1983) indiquent que les barrages affectent tous les aspects écologiques du système lotique en aval, que ce soit directement ou indirectement. La diversité biotique se trouve à être affectée par la perturbation de la circulation des nutriments et de la matière organique dissoute (Ward et Stanford, 1983). Ils mentionnent également que le plancton lentique, issu du réservoir, se trouve à être éliminé rapidement dans la rivière en aval étant donné que celle-ci est moins statique et donc moins favorable aux processus photosynthétiques. De plus, Ward et Stanford (1983) suggèrent que les réservoirs disposant d'un temps de résidence élevé favorisent l'accumulation des substances nutritives, ce qui contribue à augmenter les apports de nutriments en aval si les lâchers d'eau proviennent des eaux profondes du réservoir. Thomas (1997) indique également que la concentration des substances allochtones (terrestres) tend à décroître en milieu lotique avec la distance d'écoulement, ainsi qu'avec l'augmentation de la taille des milieux lenti-ques.

Il apparaît donc que des différences marquées sur la MOD, le phytoplancton et les bactéries (lesquelles dépendent de propriétés qualitatives et quantitatives de la MOD) devraient être observées dans la rivière entre l'amont et l'aval du barrage. La figure 1.4 illustre les différents processus de transformations qui opèrent sur ces composantes limnologiques en milieu lentique en termes d'apports et de pertes.

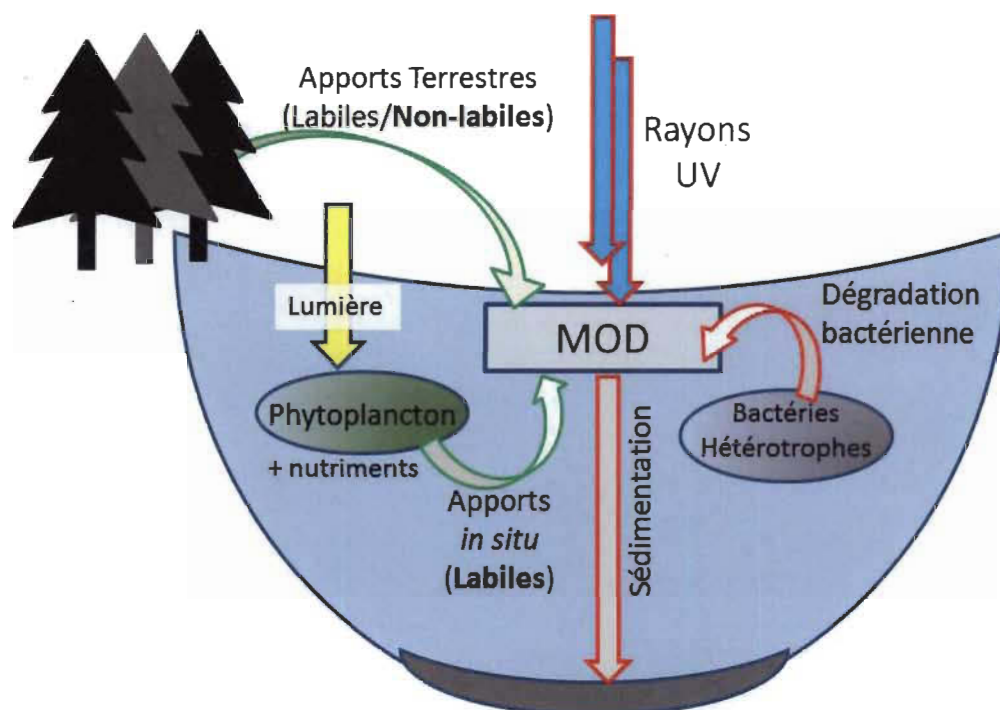


Figure 1.4 : Les principaux processus de transformation de la matière organique dissoute en milieu lentique. Adapté de Findlay et Sinsabaugh (2003).

Le pool de MOD est alimenté en matière organique via les apports terrestres (labiles et non-labiles) et les apports *in situ* (labiles) issus du phytoplancton. Les apports terrestres sont essentiellement non-labiles ou récalcitrants, c'est-à-dire difficiles à dégrader par les bactéries d'un point de vue énergétique. Ces apports proviennent majoritairement des débris de végétaux terrestres, riches en lignine, et sont souvent représentés par les substances humiques. Ces substances sont dotées d'une partie chromophorique (ou colorée) qui contribue à absorber les rayons lumineux à la surface de l'eau. Cette part chromophorique limite la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau, affecte la balance thermique ainsi que la quantité de lumière disponible pour les processus de photosynthèse du phytoplancton (Williamson 1999, Findlay et Sinsabaugh 2003, Lapierre et Frenette 2009, Frenette et al. 2012).

Dans leurs ouvrages, Findlay et Sinsabaugh (2003) et Thomas (1997) mentionnent que le phytoplancton prolifère via des conditions lumineuses et nutritives (phosphore et azote) non-déficientes pour ainsi libérer des substances labiles dans le milieu via prédation, sénescence, lyse virale, relâchement extracellulaire, « sloppy feeding », etc...

Les produits labiles, facilement dégradables par les bactéries, sont utilisés par celles-ci à titre de nourriture.

Jones (1998) mentionne que le pool de MOD affecte l'environnement chimique en influençant la disponibilité des nutriments. Par exemple, Drakare et al. (2003) suggèrent que les substances humiques ont la capacité de lier le phosphore à leurs complexes, ce qui limite la disponibilité du nutriment pour les organismes autotrophes.

La nature de la MOD en présence (labile ou non) permet de déterminer la composition structurale des bactéries. En effet, une abondance élevée de bactéries à teneur élevée en acides nucléiques (HNA) témoigne de la présence de substrat labile, alors que des bactéries à faible teneur en acides nucléiques garantissent la présence de substrat non-labile (Belzile et al. 2008). Cole (1982) a également mis en évidence l'importance du phytoplancton dans le relâchement de carbone de bonne qualité (substances labiles) pour les bactéries hétérotrophes. Les pertes en MOD sont également attribuables à la dégradation par la lumière. En effet, ce phénomène est très présent en milieu lentique en raison de l'absence de canopée, ce qui augmente la surface d'exposition aux rayons UV (Findlay et Sinsabaugh, 2003). La dégradation des substances humiques par la lumière (rayons UV) permet de réduire les longues chaînes de carbone récalcitrantes en chaînes plus courtes et plus facilement assimilables par les bactéries (Moran et Zepp 1997, Anesio et al. 2005). Tulongen (2004) indique que la minéralisation abiotique, la dégradation photochimique, la floculation et la sédimentation sont des phénomènes contribuant à la déplétion de la MOD dans la colonne d'eau. La sédimentation et la photodégradation sont des phénomènes plus présents en système lentique qu'en rivière étant donné la turbulence réduite, l'absence de canopée et le temps de résidence plus long.

En somme, l'effet du milieu lentique apporte une nouvelle dynamique de réactions biochimiques qui agissent sur l'organisation structurale du pool de MOD, des bactéries et du phytoplancton.

1.2 Présentation des objectifs et des hypothèses

L'inversion du régime hydrologique de la rivière Matawin fait en sorte que le temps de résidence est plus élevé durant la période de croissance autotrophe. Le principal objectif qui découle de cette réalité est de vérifier si l'inversion du régime hydrologique apporte (de par le temps de résidence) des modifications sur la MOD (substances humiques et protéiques), les bactéries et le phytoplancton en aval du barrage. Étant donné que les tronçons « amont » et « aval » n'ont pas le même cycle hydrologique, il s'ensuit que des différences devraient être observées entre les variables susmentionnées. En effet, le temps de résidence contribue à la déplétion des éléments de MOD (Larson et al. 2007) et le phytoplancton lentique se trouve à être éliminé en aval des barrages (Ward et Stanford 1983). Si le pool de MOD est modifié, il en va de même pour la communauté structurale des bactéries (Findlay et Sinsabaugh 2003) et la disponibilité des nutriments (Jones 1998, Drakare et al. 2003).

Puisque la rivière Matawin est alimentée par de nombreux tributaires, il est possible que ces derniers modifient la composition physico-chimique et biologique de la rivière Matawin en aval du barrage, tel qu'observé par Frenette et al. (2012) dans leur étude sur les masses d'eau du lac Saint-Pierre. Cette modification sera d'autant plus importante avec l'éloignement par rapport au réservoir (Thomas, 1997). Dans cette perspective, l'objectif secondaire de l'étude est de vérifier si cette contribution des tributaires atténue les modifications induites par le réservoir sur les apports nutritifs et biologiques.

Trois scénarios sont proposés par rapport aux objectifs :

- 1) Au printemps et en été, les débits sont plus faibles en aval qu'en amont du barrage car les lâchers d'eau en aval des barrages sont significativement réduits et/ou inexistant.

- D'un point de vue physico-chimique, on peut postuler que les apports en nutriments et en MOD seront plus faibles (et que la lumière sera moins absorbée) en aval qu'en amont du réservoir.
 - D'un point de vue biologique, on suppose que l'abondance du phytoplancton et des bactéries sera influencée par les propriétés physico-chimiques (lumière, éléments nutritifs, MOD) et sera, par conséquent, plus faible en aval.
- 2) En automne, les débits lâchés en aval sont plus élevés car les eaux apportées par les pluies automnales ne sont pas stockées dans le réservoir.
- On peut postuler que les apports de MOD, nutriments, bactéries et phytoplancton seront plus élevés en automne par rapport au printemps et à l'été puisque les débits seront plus importants et pourraient favoriser leur transport.
- 3) Les affluents en aval contribuent aux apports biologiques/nutritifs de la rivière Matawin.
- On peut postuler que les apports des affluents ont pour effet d'alimenter la rivière Matawin en composantes biologiques et physico-chimiques de manière à atténuer les effets engendrés par le barrage en aval.

CHAPITRE II

SITE À L'ÉTUDE, VARIABLES, MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Description du site à l'étude

Sur le plan climatique, le bassin est caractérisé par une température moyenne annuelle de 4 °C, soit des conditions atmosphériques de type subpolaire continental. La couverture végétale forestière du bassin se compose essentiellement de l'érablière à bouleau jaune. Les terres avoisinantes de la rivière Matawin sont donc sujettes à l'exploitation forestière. L'agriculture y est absente en raison du climat qui ne permet pas cette pratique (Assani et al. 2002).

La rivière Matawin est l'un des principaux affluents de la rivière Saint-Maurice (fig. 2.1) et elle draine une superficie de 5775 km². Les stations situées en amont et en aval du barrage jouissent des conditions climatiques, lithologiques et végétales semblables.

Le barrage Matawin (de type poids/réservoir), construit par la Shawinigan Water & Power Co, existe depuis 1931 et est passé sous la responsabilité d'Hydro-Québec vers 1960. La réserve totale du barrage est estimée à 348 000 000 m³ d'eau et l'amplitude maximale du niveau du lac Taureau est de 11 m. L'ouvrage (barrage) mesure 720 m de long par 26 m de large (Assani et al. 2002). L'objectif de sa construction était de réguler les débits des eaux de la rivière Saint-Maurice dans l'optique de produire de l'énergie hydroélectrique. L'édification de la structure a engendré la création du réservoir Taureau en amont du barrage, là où se trouvait autrefois le village de Saint-Ignace aujourd'hui englouti sous les flots (Tessier et al. 2005).

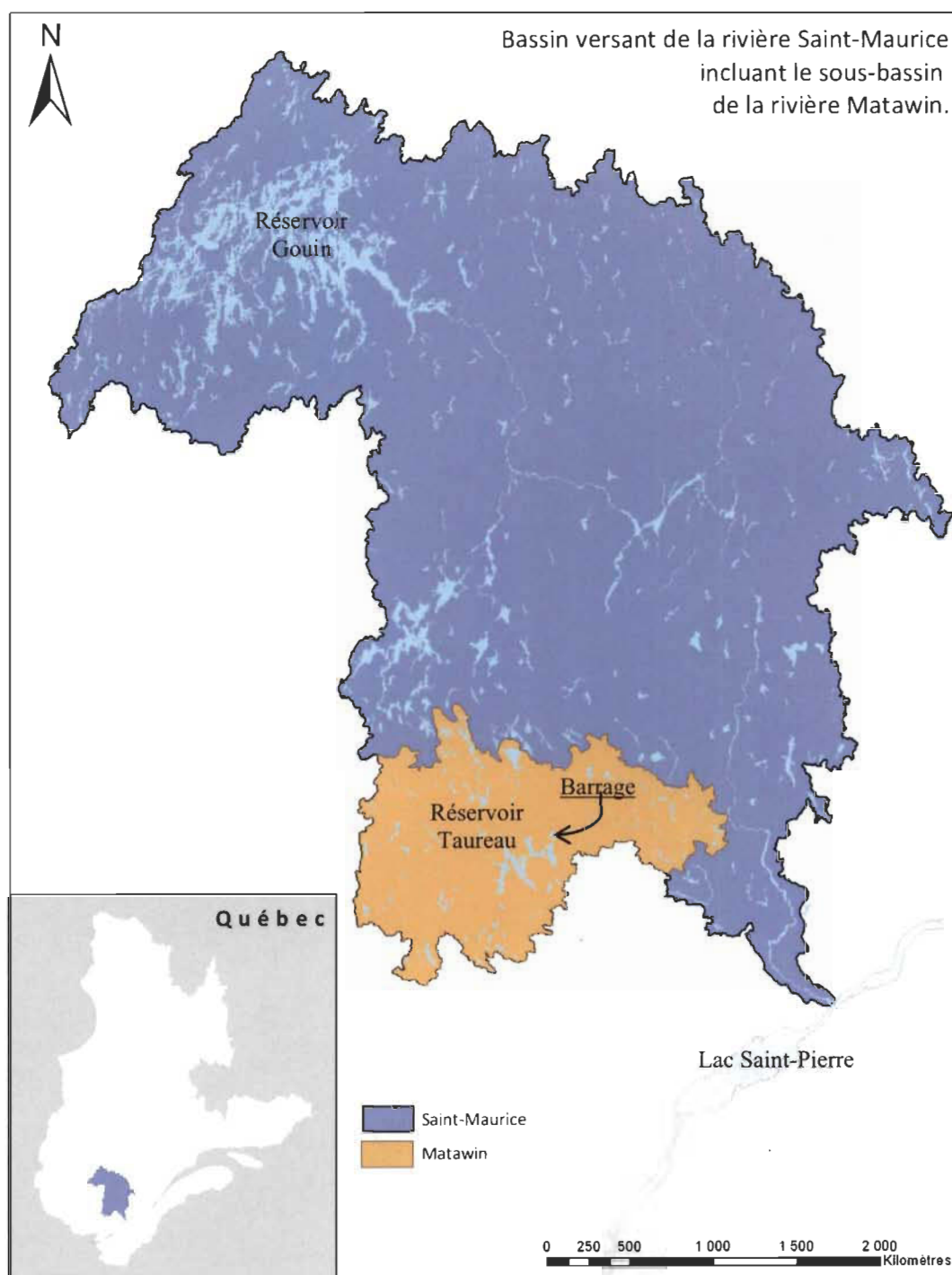


Figure 2.1 : Carte du bassin versant de la rivière Saint-Maurice et du sous-bassin versant de la rivière Matawin.

2.2 Description des variables utilisées pour quantifier les effets du barrage

2.2.1 Les variables physico-chimiques

2.2.1.1 *La matière organique dissoute*

Le choix de mesurer la matière organique dissoute (MOD), composée des substances humiques et du carbone organique dissous, se justifie par le fait qu'elle joue un rôle important et déterminant dans la compréhension des diverses fonctions qu'occupent les milieux aquatiques (Jaffé et al. 2008). La MOD est un bassin hautement réactif et elle occupe plusieurs fonctions de par son influence sur la composition de la communauté microbienne et de par la multitude de réactions biogéochimiques auxquelles elle participe (Findlay et Sinsabaugh 2003, Belzile et al. 2008). Jaffé et al. (2008) ont notamment suggéré que l'étude étendue de la composition et de la qualité de la MOD permet de caractériser globalement les eaux de surface de différents écosystèmes aquatiques. La matière organique dissoute, de par sa nature malléable ou réactive vis-à-vis des modifications apportées au milieu, représente donc un élément clé idéal pour caractériser les effets induits par le barrage Matawin sur le cours d'eau. Les valeurs quantitatives et qualitatives de la MOD sont dynamiques et varient à l'échelle spatiale (Frost et al. 2006, Massicotte et Frenette 2011) et temporelle (Wiegner et Seitzinger 2004). La dynamique de la MOD permet donc d'illustrer les tendances majeures qui découlent de l'effet des saisons et de la séparation spatiale engendrée par le barrage à travers l'évolution du phytoplancton et des bactéries.

La MOD se définit comme la portion de la matière organique pouvant passer à travers un filtre dont les pores ont des dimensions d'environ 0,45 micromètre (Findlay et Sinsabaugh 2003, Zsolnay 2003). La limite qui permet de séparer la matière dissoute de la matière particulaire n'est pas clairement définie dans la littérature. La dimension de 0,45 micromètre est donc une mesure arbitraire universellement adoptée.

Dans la littérature, il est accepté que la MOD se compose de plusieurs groupes fonctionnels, telles que les substances labiles, semi-labiles et récalcitrantes (Findlay et

Sinsabaugh, 2003). Cette classification résulte de la composition chimique des différentes substances, du nombre de métabolites secondaires intégrés à celles-ci et au nombre et aux types de réactions nécessaires pour libérer les métabolites. Les substances labiles (saccharides, acides aminés, acides organiques) et semi-labiles (polysaccharides, polypeptides, acides nucléiques) possèdent des métabolites qui peuvent être libérés suivant une ou quelques réactions biochimiques et ce, sur une période allant de quelques heures à quelques jours. Ce sont des substances qui sont généralement libérées dans le milieu via les producteurs primaires (algues photosynthétiques). Pour les besoins de l'étude, les substances labiles et semi-labiles seront traitées d'un même bloc (SL). Thomas (1997) mentionne que les SL de la MOD sont positivement corrélées avec la teneur en nutriments et les activités biologiques. Les substances récalcitrantes, telles que les substances humiques (SH), comprennent les acides humiques et fulviques, dont la structure est irrégulière. Selon Tulonen (2004), les substances humiques comptent pour près de 50-90 % du carbone organique récalcitrant. Les SH étant plus résistantes à la dégradation microbienne, il est aisé de quantifier leur présence dans les milieux lotiques. Leurs métabolites sont libérés à l'échelle mensuelle via divers processus d'oxydation. Les produits desquels les substances récalcitrantes sont dérivées proviennent essentiellement de débris de végétaux terrestres, lesquels sont composés de lignine. La lignine est présente dans les plantes vasculaires et est très résistante à la décomposition. Thomas (1997) mentionne ici que les substances humiques sont négativement corrélées avec les nutriments et à l'activité biologique, mais corrélées positivement avec le taux de dégradation biologique. Le ratio des SL:SH peut donc servir d'indicateur de la productivité potentielle du milieu.

Le carbone organique dissous (DOC), en plus de représenter près de 90 % du carbone organique total présent dans les systèmes aquatiques, constitue également la plus importante part du pool de matière organique dissoute (Martin-Mousset et al. 1998, Findlay et Sinsabaugh 2003). Il comprend l'ensemble des substances humiques et labiles. Dans la littérature, il est accepté que la mesure commune de la MOD soit représentée par le DOC (Findlay et Sinsabaugh 2003). Les processus de libération du DOC dans les milieux aquatiques impliquent plusieurs mécanismes *in situ* (prédation,

sénescence, lyse virale, relâchement extracellulaire) et allochtones (poussières, gaz dissous atmosphériques, transpiration des plantes, exsudats racinaires, des feuilles et de la litière). Dans les systèmes de rivières, ce sont essentiellement les sources allochtones qui dominent en raison des forts courants qui font office de moyen de transport et de la nature turbide du milieu qui limite les processus *in situ* (Findlay et Sinsabaugh 2003, Thomas 1997).

La MOD se compose donc de différentes classes de composés organiques, chacune occupant des rôles écologiques variés. En effet, elles influencent les processus photosynthétiques par leur capacité à absorber les photons et les rayons UV (Williamson 1999, Findlay et Sinsabaugh 2003, Lapierre et Frenette 2009, Frenette et Massicotte 2012). Les SH, qui sont souvent les éléments de la MOD les plus abondantes en systèmes de rivière, ont ainsi la capacité de pouvoir modifier les propriétés optiques de l'eau (Bricaud et al. 1981, Green et Blough 1994). En effet, la partie chromophorique (colorée) des acides fulviques et humiques est responsable de l'absorption des rayons UV dans la colonne d'eau. Dans les écosystèmes aquatiques, la MOD est considérée comme étant une source très importante d'énergie et de carbone car elle sert de substrat métabolique pour les organismes hétérotrophes (Thomas 1997, Eiler et al. 2003, Belzile et al. 2008). Les substrats produits via les algues photosynthétiques, la photodégradation des substances humiques et les apports de matière végétale terrestre influencent la composition et l'activité métabolique des communautés microbiennes mises en place (Volk et al. 1997).

2.2.1.2 Les éléments nutritifs

Le phosphore total (TP), les orthophosphates (SRP), l'azote total (TN) et les nitrates (NO_3) sont considérés comme des témoins de la qualité de l'eau de par leur concentration respective. En effet, la connaissance des concentrations de ces éléments dans le cours d'eau permet d'évaluer le degré d'eutrophisation associé aux activités humaines ayant des répercussions sur la composition chimique de l'eau (Meybeck, 1982).

L'azote est un élément essentiel dans les écosystèmes aquatiques car c'est un élément clé de la composition des acides aminés et des protéines. Avec le phosphore, l'azote constitue l'un des éléments considérés comme étant limitant dans les cours d'eau. Essentiels à la croissance des organismes photosynthétiques, l'azote et le phosphore, lorsque présents en petite quantité, font office de gage d'une eau de qualité pour la croissance et le développement normal des organismes autotrophes. Un excès de phosphore, cependant, amène des effets indésirables sur l'écosystème comme la prolifération d'algues, ce qui entraîne une eutrophisation du milieu. Dans les eaux naturelles, le phosphore est essentiellement présent sous la forme de SRP. Pour ce qui est du NO_3 , il représente le deuxième facteur, après le SRP, responsable de l'eutrophisation des cours d'eau. D'ordinaire, SRP et NO_3 sont d'origine agricole et témoignent des conséquences des activités anthropiques proximales.

2.2.1.3 Les variables physiques et de minéralisation

Les variables physiques et de minéralisation donnent un aperçu de l'état de santé et du statut trophique du milieu. Les variables mesurées sont la température (T), le taux de saturation en oxygène dissous (OD), la turbidité (Turb), le coefficient d'extinction de la lumière dans l'eau (K_d), le pH et la conductivité (Cond). La valeur du taux de saturation en oxygène dissous donne une information sur les processus de dégradation des matières détritiques dans le cours d'eau puisque les bactéries consomment l'oxygène pour pouvoir utiliser le carbone, créant ainsi des conditions anoxiques. L'abondance du phytoplancton influence également favorablement la quantité d'oxygène dans le milieu, de par les processus photosynthétiques. Le K_d et la turbidité témoignent de l'abondance des matières en suspension dans la colonne d'eau (particulaires ou dissoutes). Un coefficient élevé indique une eau contenant plus de matières qui modifient les propriétés optiques de l'eau et atténuent la pénétration de la lumière. En ce qui concerne la conductivité, elle donne une indication sur la viscosité de l'eau et sur la quantité d'ions libres présents.

2.2.2 Les variables biologiques

2.2.2.1 *Les algues eucaryotes et la chlorophylle a*

Les algues (et les bactéries) constituent la majeure partie des organismes qui composent le plancton en milieu aquatique. Leurs activités métaboliques jouent un rôle important dans les flux d'énergie et de nutriments dans l'eau (Cole, 1982). L'abondance du phytoplancton et la teneur en chlorophylle *a* sont de bons indicateurs de la biomasse primaire dans le milieu et sont les témoins de la qualité nutritive environnante. Leur teneur est également régie par la quantité de lumière pénétrant la colonne d'eau ainsi que par la température (Malone 1988, Callieri 2007). Les algues picoeucaryotes ($< 0,2 \mu\text{m}$) (PicEuk) sont particulièrement sensibles à la température et à l'intensité lumineuse en raison de leur ratio surface : volume plus élevé que celui des algues de plus grande taille, telles que les algues nanoeucaryotes (NanoEuk). La plus petite taille du picoplancton (représenté par les picocyanobactéries et les picoeucaryotes) par rapport au nanoplancton lui confère donc un avantage compétitif dans sa capacité à assimiler les ressources nutritives lorsque le milieu est oligotrophe (Sin et al. 2000, Agawin et al. 2000). Le rapport surface: volume élevé du picoplancton fait en sorte qu'il a la capacité de maintenir des taux élevés d'assimilation des nutriments lorsque la concentration de ceux-ci est faible. Ils disposent ainsi d'une plus grande efficacité à absorber et à utiliser l'énergie lumineuse incidente grâce à leurs pigments accessoires (Sin et al. 2000, Agawin et al. 2000).

La chlorophylle *a* (Chl*a*) est considérée comme le pigment universel des producteurs primaires. Cette molécule permet la conversion de l'énergie lumineuse en énergie chimique utilisable par l'organisme photosynthétique. Toutes les algues photosynthétiques contiennent de la chlorophylle *a*, laquelle peut représenter jusqu'à 1-2 % du poids sec de l'organisme (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2003). Le statut trophique d'un cours d'eau peut ainsi être mis en évidence via la teneur en algues eucaryotes photosynthétiques.

2.2.2.2 *Les cyanobactéries*

Les cyanobactéries sont des organismes procaryotiques ayant la capacité de photosynthèse. Elles portent donc des caractéristiques communes aux algues et aux bactéries à la fois. Elles font partie du phytoplancton en tant qu'organismes procaryotes autotrophes. Elles dépendent de l'énergie lumineuse ainsi que des apports en nutriments, notamment des phosphates et des nitrates. Les cyanobactéries de taille *pico* (PicCy) sont également plus sensibles aux intensités de température et de luminosité en raison de leur ratio surface:volume élevé par rapport aux nanocyanobactéries (NanoCy) (Sin et al. 2000, Agawin 2000). L'abondance des cyanobactéries témoigne du degré d'eutrophisation du cours d'eau. Elles sont en effet très sensibles aux changements nutritifs apportés au milieu, aussi subtils soient-ils.

2.2.2.3 *Les Bactéries HNA/LNA*

Les bactéries jouent un rôle important dans les flux et les processus de transformation du carbone dissous. En effet, Cole et al. (1988) suggèrent que près de 40 % de la production primaire est utilisée par les bactéries en milieu pélagique. Les bactéries ont la particularité de pouvoir utiliser le carbone terrestre et le carbone produit *in situ*. Elles peuvent se diviser en deux groupes distincts, les bactéries à haute teneur en acides nucléiques (HNA) d'une part, et à faible teneur (LNA) d'autre part. Les bactéries HNA se distinguent du fait qu'elles sont responsables de la majorité de la production bactérienne totale (Lebaron et al. 2001). À l'inverse, les bactéries LNA se définissent comme étant des cellules inactives ou mortes (Belzile et al. 2008). Cette discrimination métabolique permet de mettre en valeur l'état de la productivité bactérienne du milieu, soit de la qualité du carbone disponible en tant que nourriture pour les bactéries. En effet, les produits labiles excrétés par le phytoplancton sont facilement dégradables par les bactéries et favorisent la production bactérienne, alors que les produits récalcitrants terrestres (non-labiles) sont plus coûteux à dégrader énergétiquement. Le taux métabolique des bactéries est donc très élevé en présence de substances labiles. La figure 2.2, tirée de Findlay et Sinsabaugh (2003), illustre le taux métabolique des bactéries selon la nature du substrat. Une concentration élevée de bactéries HNA donne

une indication de l'importance de la part labile produite *in situ* dans le cours d'eau. En effet, les chaînes carbonées de MOD issues de la production algale sont plus courtes et plus facilement assimilées par les bactéries. L'activité métabolique de la communauté microbienne dépend davantage de la magnitude des apports de la MOD *in situ* plutôt que de celle issue des apports terrestres (Findlay et Sinsabaugh 2003, Belzile et al. 2008). Le cycle de la matière organique dissoute dans un cours d'eau est régi par trois processus : la production, la transformation et la dégradation. Les bactéries ayant la capacité de participer aux trois, le pool de MOD contribue en bonne partie structurer la communauté microbienne (Findlay et Sinsabaugh, 2003).

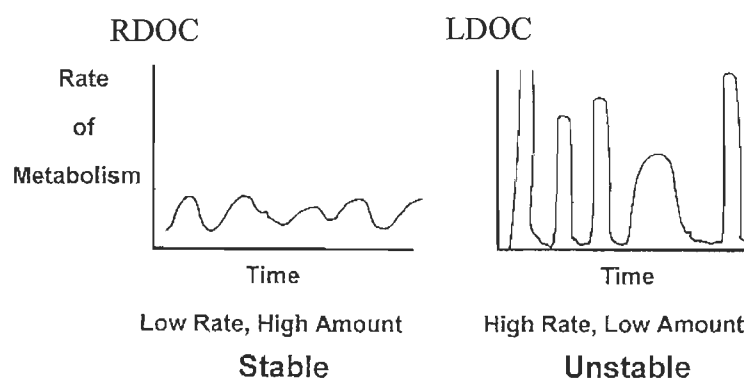


Figure 2.2 : Taux métabolique des bactéries en fonction des sources de carbone labiles (LDOC) et récalcitrantes (RDOC). Adapté de Findlay et Sinsabaugh (2003).

2.3 Méthodes d'échantillonnage

À des fins de comparaison, sept échantillons ont été récoltés en aval et cinq autres en amont du barrage. Les stations d'échantillonnage en amont ont servi de stations contrôles, et ont été utilisées pour refléter les caractéristiques limnologiques en conditions naturelles. En effet, les stations en amont du barrage ne subissent pas les effets directs de ce dernier. Des échantillons furent également prélevés à deux stations dans le Réservoir Taureau de manière à pouvoir les comparer avec ceux de la rivière en amont et en aval. La première station du réservoir fut localisée près du barrage (fig. 2.3). La deuxième est située dans la partie amont du réservoir, à proximité de

Saint-Michel-des-Saints (fig. 2.4) près de l'exutoire du tronçon amont de la rivière Matawin.

L'objectif secondaire du projet est de vérifier la contribution des tributaires sur les apports nutritifs et biologiques dans la rivière Matawin. En effet, la rivière Matawin reçoit de nombreux tributaires, caractérisés par des substrats tantôt caillouteux et tantôt sablonneux. Des échantillons d'eau ont été prélevés dans la rivière en amont et en aval de deux confluences (à une distance de 300 m de part et d'autre) de manière à vérifier si leur contribution en apports était significative (fig. 2.3).

Les figures 2.3 et 2.4 illustrent la localisation des stations d'échantillonnage le long du cours d'eau en aval et en amont du barrage respectivement.

Les échantillonnages ont eu lieu une fois par mois de mai jusqu'à novembre 2010. Le choix de la fréquence d'échantillonnage se justifie du fait que l'année météorologique 2010 était influencée par les effets du phénomène El Nino qui a apporté des conditions de climat sec pour la région du Québec. Dans cette perspective, on pouvait s'attendre à ce que les conditions de débits soient peu enclines à varier de manière radicale à l'intérieur de chaque mois. L'effet du temps de résidence et des débits peuvent ainsi être mesurés en termes de différences spatio-temporelles entre l'amont et l'aval.

À chaque site, 1000 ml d'eau ont été prélevés dans des bouteilles de polypropylène préalablement lavées avec de l'acide chlorhydrique 10 %. Les échantillons sont par la suite stockés à 4 °C dans l'obscurité jusqu'à filtration en laboratoire. Quatre échantillons d'eau (deux en duplicata) ont également été prélevés dans des cryovials de 4,5 ml à l'aide d'une pipette automatique pour les analyses du phytoplancton et des bactéries. Les échantillons furent fixés au glutaraldéhyde 0,1 % et conservés à -80 °C à l'aide de glace carbonique jusqu'à analyse en laboratoire (Belzile et al. 2008).

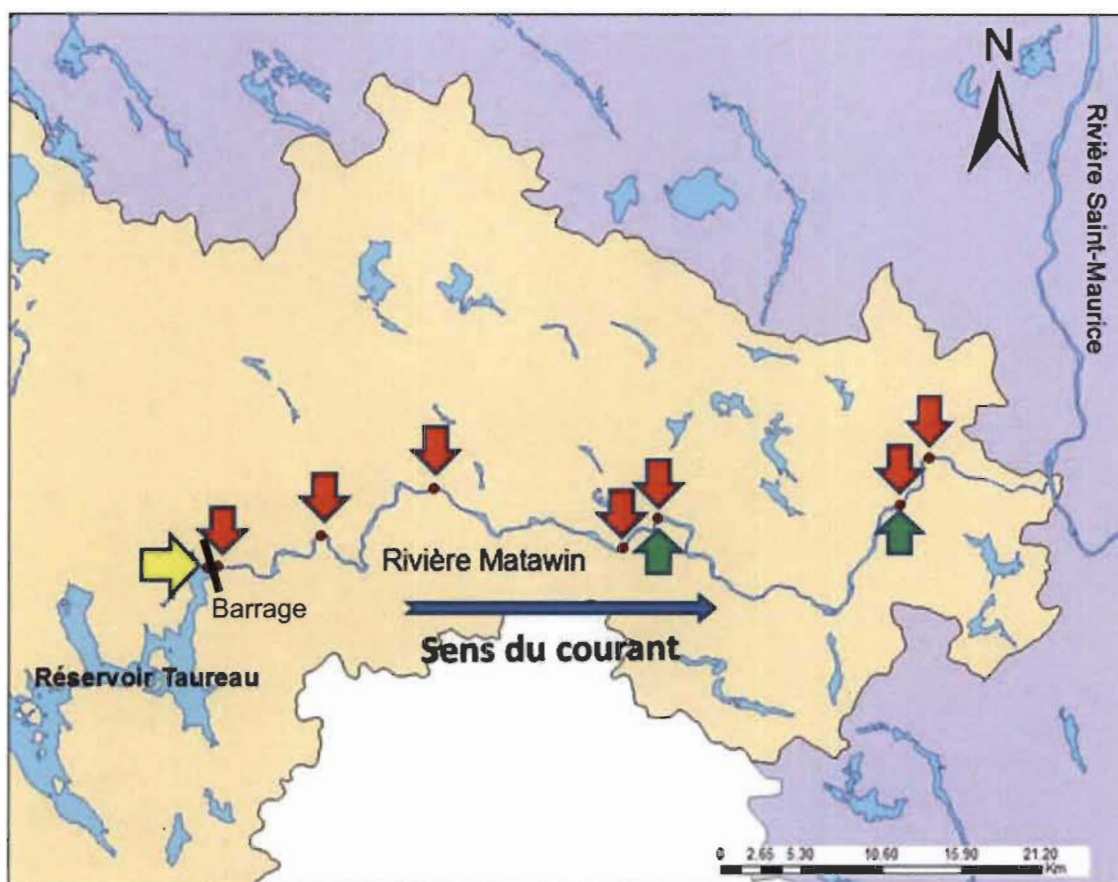


Figure 2.3 : Bassin versant de la rivière Matawin en aval du barrage avec les stations d'échantillonnage de la rivière (flèches rouges), des deux tributaires (flèches vertes) et du réservoir (flèche jaune).

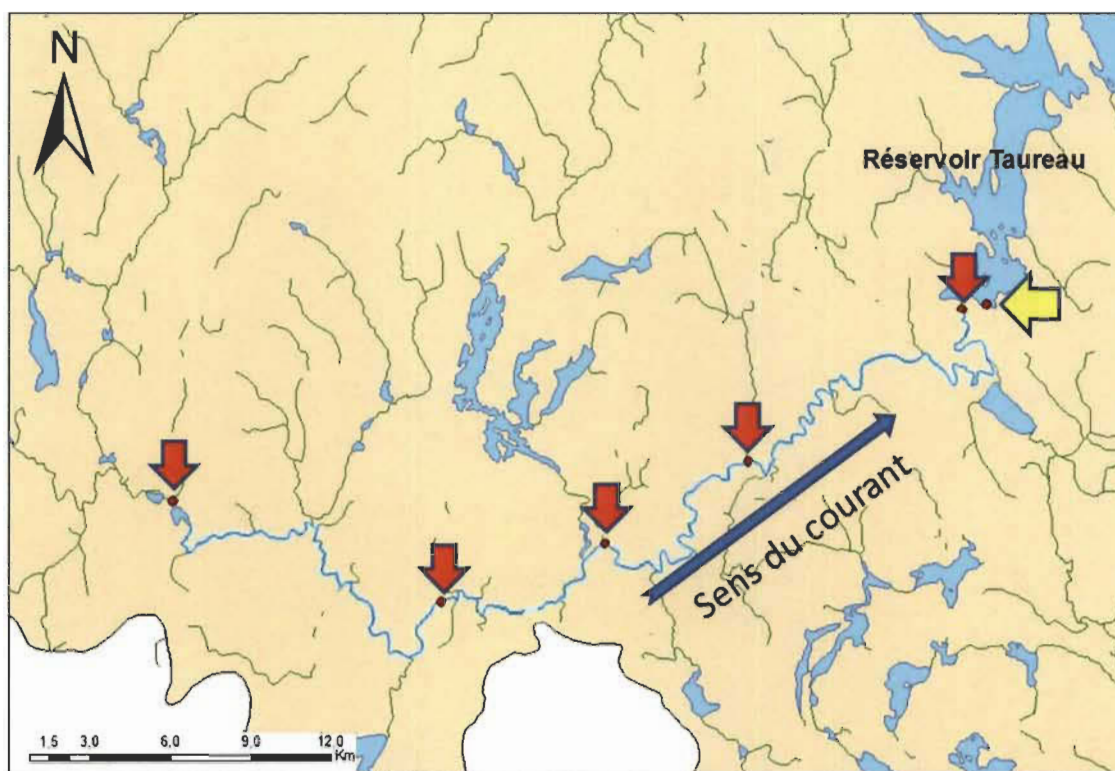


Figure 2.4 : Bassin versant de la rivière Matawin en amont du barrage avec les stations d'échantillonnage de la rivière (flèches rouges) et du réservoir (flèche jaune).

2.4 Dosage des substances humiques

Une partie de la MOD est optiquement active, la MOD chromophorique, qui elle-même est composée d'une partie dite fluorescente. On répertorie plusieurs techniques permettant de quantifier la MOD fluorescente. Parmi celles-ci, on retrouve la spectroscopie par fluorescence, qui est une méthode d'analyse permettant de fractionner la MOD en ses diverses composantes (Coble 1996, Marhaba et al. 2000). Elle permet notamment de différencier la MOD d'origine végétale terrestre (Lapierre et Frenette 2009), bactérienne (McKnight et al. 2001) et protéique (Determann et al. 1998, Parlanti et al. 2000). En effet, la nature et la structure des molécules leur confèrent des propriétés de fluorescence propres. Les fluorophores sont des éléments qui procurent cette propriété de fluorescence. Les électrons de ces molécules disposent de plusieurs stades électroniques associés à différents niveaux d'énergie. D'ordinaire, les éléments étudiés

possèdent un état fondamental associé au niveau d'énergie le plus bas, ainsi qu'un état où ils sont électroniquement excités correspondant à un niveau d'énergie plus élevé. À chacun de ces états d'excitation correspond un stade vibratoire. La fluorescence survient lorsque les molécules excitées par une source d'énergie lumineuse voient leurs électrons absorber l'énergie et la relâcher sous forme de lumière fluorescente, retournant par la suite à leur état fondamental (Guilbault 1973). Les fluorophores sont donc caractérisés par une longueur d'onde d'excitation, soit la lumière à donner pour que la molécule fluoresce, et une longueur d'onde d'émission, soit la lumière émise quand la molécule est fluorescente. En analysant les différentes fréquences de lumière fluorescente émise avec les intensités de fluorescence associées, il est possible de dessiner la structure des différents niveaux vibratoires de la matière (Chen et al. 2003).

Selon Baker (2001), 40 à 60 % de la MOD est fluorescente. Les éléments des fluorophores qui confèrent la propriété de fluorescence sont les protéines aromatiques (labiles) et les acides organiques (substances humiques) dérivés des plantes et des animaux. L'intensité de la fluorescence dépend de la concentration de chacune des substances dans le milieu, en supposant que le pH et les interactions avec les ions métalliques demeurent constants.

L'analyse par spectroscopie permet la mise au point de matrices d'excitation-émissions (MEE) tridimensionnelles qui permettent d'identifier les principaux fluorophores responsables de la fluorescence et de déterminer ainsi les structures carbonées dominantes (acides fulviques, humiques, protéines... etc).

En général, avec les MEE, trois pics de fluorescence sont identifiés à certaines régions de la matrice, soit les acides humiques, les acides fulviques et les protéines aromatiques (Baker, 2001). Des régions spectrales peuvent donc être associées et identifiées à ces éléments. Par exemple, Hur et al. (2006) ont associé les protéines aromatiques à 275 nm d'excitation et 350 nm d'émission, les acides fulviques à 320-340 nm d'excitation et 410-430 nm d'émission et les acides humiques à 370-390 nm d'excitation et 460-480 nm d'émission. Le tableau 2.1 tiré de Parlanti et al. (2000)

illustre les différents éléments les plus connus de la MOD fluorescente, associés à leurs longueurs d'onde d'excitation-émission respectives. On voit que les résultats sont sensiblement les mêmes que ceux obtenus par Hur à quelques longueurs d'onde près.

Tableau 2.1
Principaux éléments fluorescents des systèmes aquatiques
Source : Parlanti et al. 2000

Ex.max (nm)	Em.max (nm)	Component type
330-350	420-480	Humic-like
250-260	380-480	Humic-like
310-320	380-420	Marine Humic-like
270-280	300-320	Tyrosine-like, protein-like
270-280	320-350	Tryptophan-like, protein-like

Coble (1996) mentionne que les MEE obtenues par spectroscopie peuvent être utilisées pour obtenir la forme du spectre d'émission-excitation d'un acide/protéine en particulier, ce qui procure des données supplémentaires pour faciliter l'identification des fluorophores.

Pour quantifier la MOD fluorescente, 100 ml d'eau ont été filtrés à travers des membranes de microfibre de verre de 25 mm dont les pores font 0,2 μm de manière à éliminer les bactéries qui pourraient dégrader la MOD recueillie. Les membranes sont rincées préalablement avec de l'eau Mili-Q de manière à éliminer les impuretés potentielles. Les filtrats ainsi obtenus furent conservés à 4 °C dans l'obscurité dans des bouteilles de verre stérilisées au HCl 10 % et analysés dans les 24 heures.

Les MEE tridimensionnelles furent ensuite obtenues à l'aide d'un spectrophotomètre de fluorescence *Varian Cary Eclipse*. Pour chaque échantillon d'eau, l'excitation fut mesurée sur une plage de longueurs d'onde comprise entre 220 et 450 nm à des intervalles de 5 nm et les émissions furent mesurées sur une plage de 230 à 600 nm à des intervalles de 2 nm selon la méthode de Stedmon et Bro (2003).

La figure 2.5 illustre les différentes composantes du spectrophotomètre. Guilbault (1973) décrit le fonctionnement de l'appareil comme suit : les longueurs d'onde d'excitation passent à travers un filtre (monochromateur) pour ensuite aller frapper l'échantillon. Le premier filtre (d'excitation) consiste en un appareil optique qui transmet mécaniquement une série de rayons de longueurs d'onde différentes préalablement sélectionnés. Une partie de la lumière est absorbée par les molécules de l'échantillon, lesquelles vont émettre une lumière fluorescente en conséquence. Puisque la lumière fluorescente est émise dans toutes les directions, un second filtre (d'émission) est placé à 90° de la source lumineuse afin de minimiser les risques de réfraction de lumière incidente. Un détecteur reçoit et mesure les longueurs d'onde d'émission et l'intensité de fluorescence. Les séries de spectres d'excitation et d'émission pour chaque échantillon sont utilisées pour construire une surface de réponse, la MEE.

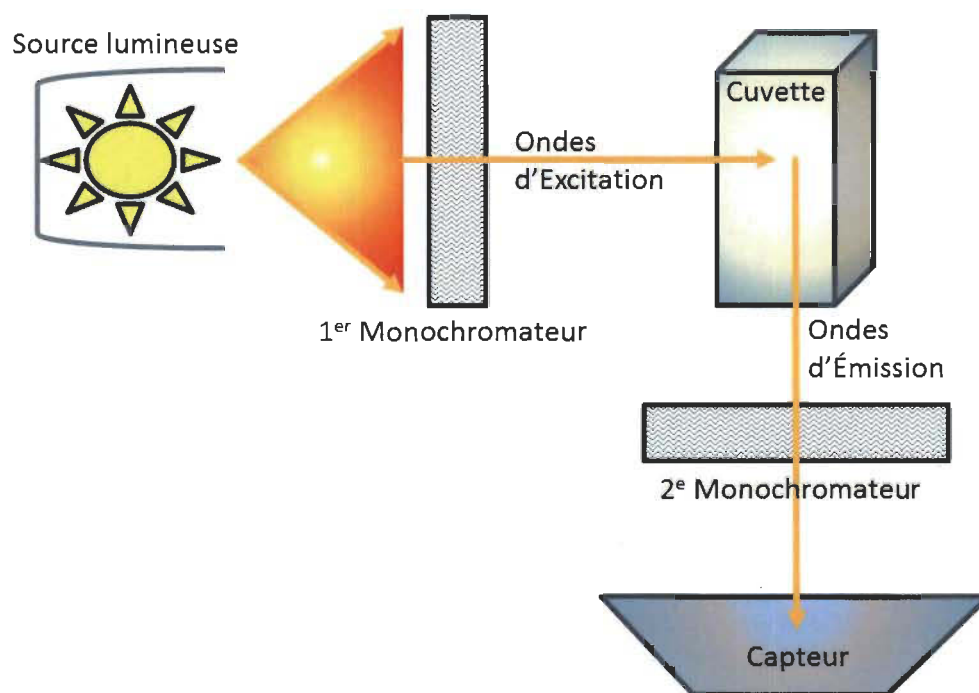


Figure 2.5 : Schéma des composantes optiques d'un spectrophotomètre. Adapté de Guilbault (1973).

Parmi les techniques d'analyse de variance multiple, le PARAFAC (parallel factor analysis) est un outil qui permet d'isoler les différents spectres de fluorescence associés aux différents fluorophores d'une MEE (Holbrook et al. 2006). En effet, lorsque la

fluorescence pour chaque échantillon est mesurée à plusieurs longueurs d'onde d'émission pour plusieurs longueurs d'onde d'excitation, l'interprétation peut être simplifiée par l'utilisation de l'algorithme mathématique qu'est le PARAFAC (Andersen et Bro 2003). Le PARAFAC fut exécuté à l'aide de MATLAB *version 2008b*.

L'algorithme utilisé permet de subdiviser la base de données de la matrice en une série de termes trilineaires avec résidus :

$$x_{ijk} = \sum_{n=1}^N a_{in} b_{jn} c_{kn} + e_{ijk}$$

Où

x_{ijk} est l'intensité de fluorescence de l'échantillon i à l'excitation j et à l'émission k

a_{in} est directement proportionnel à la concentration du fluorophore n de l'échantillon i

b_{jn} est un estimé du spectre d'excitation du fluorophore n

c_{kn} est un estimé du spectre d'émission du fluorophore n

N est le nombre de composantes (fluorophores)

e_{ijk} représente les éléments résiduels du modèle.

L'algorithme permet d'identifier les principaux centres de fluorescence (maximas) et de mesurer leur intensité respective dans des mélanges hétérogènes complexes. La plupart des fluorophores sont universels (Patel-Sorrentino et al. 2001, Holbrook et al. 2006). Il est donc relativement aisé de comparer les résultats obtenus avec des données provenant d'autres études de fluorescence similaires à des fins d'identification.

Certaines manipulations préliminaires sont cependant nécessaires à l'identification des fluorophores de chacune des MEE (Stedmon et al. 2003). Dans un premier temps, les données inférieures à 230 nm en excitation ont été retirées des MEE en raison du ratio signal : bruit qui était très élevé, pour ainsi ne conserver que la région de la matrice

qui possède le plus de potentiel en matière d'information (Massicotte et Frenette, 2011). Pour chacune des matrices, il existe des artéfacts, des impuretés ainsi que des sources de bruits qu'il est nécessaire de retirer de la matrice de manière à ne garder que les informations pertinentes. Les éléments indésirables qu'il est nécessaire de retirer sont les *scatterings* de Raman et de Rayleigh et l'*inner filter effect*. Le scattering survient lorsqu'une longueur d'onde frappe un obstacle ou une non-homogénéité comme une particule non-fluorescente. Cet effet est représenté par les bandes verticales dans le spectre de fluorescence tridimensionnel (fig. 2.6A). La particule qui est frappée est excitée et réémet dans toutes les directions une longueur d'onde de fréquence identique à la longueur d'onde incidente. Dans ce cas, on parle de *scattering* de Rayleigh. Celui de Raman survient lorsque la longueur d'onde qui est réémise possède une énergie et une fréquence différente de l'initiale. Généralement, cette lumière réémise possède une fréquence correspondant à la moitié de celle qui a frappé la particule (Wall, 2001). L'*inner filter effect* est une source de bruit issue de l'absorption de la lumière d'excitation et parfois même d'émission (Stedmon et Bro, 2008) par la MOD chromophorique. Pour corriger cet effet, les spectres d'absorbance des échantillons ont été mesurés pour des longueurs d'onde entre 190 et 900 nm à l'aide d'un spectrophotomètre de type Shimadzu (Columbia, Maryland, USA). Les courbes d'absorbance ont ensuite été corrigées de manière à obtenir une courbe d'absorbance exponentielle inverse selon la méthode décrite par Massicotte et Frenette (2011). Les valeurs d'excitation-émission d'absorption des spectres corrigés ont ensuite été utilisées de manière à corriger les imperfections de la MEE laissées par l'*inner filter effect*. Puisque l'eau pure a des propriétés de fluorescence en elle-même, un scan de la fluorescence de l'eau Mili-Q fut également effectué. Les valeurs obtenues sont ensuite soustraites à chaque MEE de manière à ne conserver que les propriétés de fluorescence de la matière organique, sans celles issues de l'eau pure. Finalement, une standardisation de Raman est effectuée sur les MEE de manière à obtenir un signal normalisé ayant des unités communes à ceux retrouvés dans la littérature. Cette normalisation est effectuée à l'aide de l'eau Milli-Q entre 390 et 400 nm en émission pour 350 nm d'excitation (Massicotte et Frenette, 2011).

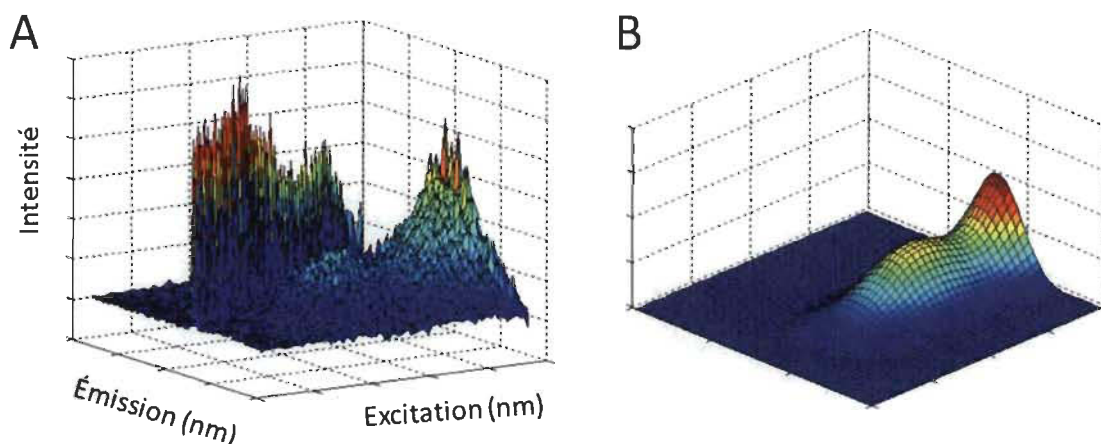


Figure 2.6 : Matrice d'excitation-émission tridimensionnelle d'un échantillon d'eau de la rivière Matawin (A) et d'une composante de la MOD chromophorique isolée à partir des échantillons (B).

2.5 Dosage du carbone organique dissous

Afin d'obtenir les concentrations de carbone organique dissous contenues dans les échantillons, on utilise un appareil appelé *TOC (Total Organic Carbon) Analyser*, qui permet de calculer la concentration de carbone organique total (COT) pour chaque échantillon. Tout comme pour l'analyse de la MOD chromophorique, l'eau (50 ml) est filtrée sous vide à $0,2\ \mu\text{m}$ et conservée à $4\ ^\circ\text{C}$ à l'obscurité jusqu'à l'analyse en laboratoire. La mesure s'effectue via des processus d'acidification et d'oxydation de manière à séparer pour ensuite quantifier le carbone inorganique (CI) d'une part, et la concentration de carbone total (CT) d'une autre part. La part de carbone organique est obtenue en soustrayant le CI au CT.

2.6 Dosage des nutriments

Le dosage des éléments nutritifs s'est effectué par la méthode de digestion au persulfate de potassium selon la méthode décrite dans Wetzel et Likens (2000). Pour l'analyse de chaque élément, environ 50 ml d'eau ont été prélevés à chaque station.

La teneur en nitrates est obtenue en réduisant le *TN* en nitrites à l'aide du cadmium. Le tout est diazoté à l'aide de sulfamide et couplé au réactif *Bratton Marshall*. L'absorbance est finalement mesurée à 540 nm (Wetzel et Likens, 2000).

Les orthophosphates sont obtenus par la formation d'un complexe de phosphomolybdate-antimoine à l'aide de molybdate d'ammonium/tartrate de potassium antimoine dans une solution d'acide sulfurique. Le tout est réduit avec de l'acide ascorbique et l'absorbance est mesurée à 890 nm (Wetzel et Likens, 2000).

2.7 Dosage des bactéries et du phytoplancton

La cytométrie en flux est la technique qui a été utilisée pour mesurer l'abondance des bactéries selon leur teneur en acides nucléiques, ainsi que l'abondance des différentes cellules du phytoplancton. Les échantillons ont été prélevés à l'aide de cryovials de 4,5 ml en duplicata. Ils furent fixés au glutaraldéhyde 0,1 % et conservés à -80 °C à l'aide de glace carbonique jusqu'à analyse en laboratoire tel que décrit par Belzile et al. (2008).

Plusieurs auteurs ont décrit le principe et le fonctionnement de la cytométrie en flux (McCarthy et Macey 1994, Métézeau et al. 1994). Pour analyser les cellules une par une, le cytomètre injecte la suspension à analyser au centre d'une gaine liquide à l'aide d'une buse de 50-100 micromètres de diamètre par principe de focalisation hydrodynamique. Le jet de 10-30 m/s permet aux cellules de circuler l'une après l'autre avec suffisamment d'espace entre elles pour que l'on puisse les analyser une à une. Cette technique permet de faire défiler les cellules une à une à grande vitesse dans le faisceau d'un laser (fig. 2.7). La lumière qui est ensuite réémise possède certains attributs qui permettront de classer les éléments de l'échantillon selon divers critères et de les trier. Cette technique permet la caractérisation individuelle, quantitative et qualitative des particules en suspension dans un liquide. Les cellules qui coupent le laser émettent alors divers signaux optiques ou physiques relatifs à leur nature. Un collier chargeur émet alors une charge à chacune des cellules qui sont ensuite triées via des plaques

séparatrices (filtres optiques). Les signaux émis par les cellules triées seront ensuite amplifiés, numérisés, traités et stockés par un ordinateur. L'ordinateur effectue alors des analyses statistiques en lien avec les paramètres mesurés. Les avantages que procure cette technique reposent sur le fait qu'elle permet d'analyser un très grand nombre de cellules, une par une. La présence ou l'absence de certains marqueurs permettent de déterminer la nature des cellules analysées.

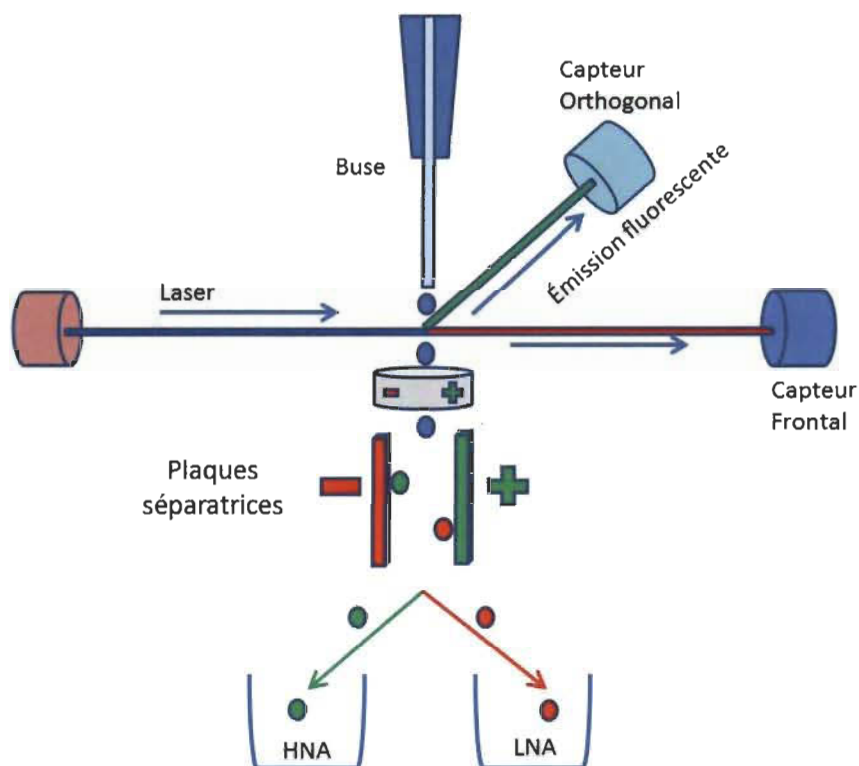


Figure 2.7 : Schéma des composants d'un cytomètre en flux. Adapté de McCarthy et Macey (1994).

Cette technique fut utilisée pour déterminer la proportion de bactéries métaboliquement actives (HNA) par rapports aux bactéries inactives (LNA) (Bouvier et al. 2007, Belzile et al. 2008). Le marqueur fluorescent SYBRGREEN est utilisé de manière à différencier les cellules selon leur statut HNA ou LNA (Belzile et al. 2008). La viabilité d'une population de cellules peut donc être déterminée par le tri des cellules selon l'expression du marqueur.

Dans un deuxième temps, les différentes cellules du phytoplancton ont été séparées selon leur taille et les pigments qu'elles contiennent, soit la phycoérythrine pour les cyanobactéries et la chlorophylle *a* pour les algues eucaryotes (Toupoint et al. 2009). La taille des cellules fut discriminée selon le fait qu'elles soient de taille *pico* (0,2-2 μm) ou *nano* (2-20 μm).

2.8 Dosage de la chlorophylle *a*

L'énergie lumineuse absorbée par les molécules de chlorophylle peut subir trois différents sorts : elle peut être utilisée pour le processus de photosynthèse, elle peut être dissipée sous forme de chaleur par excès d'énergie ou bien être réémise dans l'environnement sous forme de lumière fluorescente. Le spectre de fluorescence s'avère être différent de celui d'absorption de la lumière, avec un pic d'émission situé à des longueurs d'onde plus élevées que celui d'absorption (Maxwell et Johnson, 2000).

La chlorophylle *a* exhibe deux bandes principales d'absorption de la lumière visible, soit dans le bleu à moins de 460 nm et le rouge à 630-670 nm. Puisque les caroténoïdes qui sont extraites avec la chlorophylle ont un maxima d'absorption dans le bleu, les mesures spectrophotométriques doivent se limiter aux bandes rouges d'absorption afin d'éviter de surévaluer la concentration de chlorophylle. La fluorométrie est une technique de mesure de la chlorophylle plus sensible et donc plus efficace que la spectrophotométrie (Aminot et Rey, 1999). Les maxima d'excitation de la chlorophylle *a* sont très près de leurs bandes d'absorption dans le bleu, alors que les maxima d'émission apparaissent très près des bandes d'absorption dans le rouge du spectre visible.

Pour les analyses de chlorophylle *a*, entre 100 et 300 ml d'eau furent filtrés sous vide avec des filtres GFF de 0,7 μm de manière à retenir les organismes chlorophylliens. Les filtres sont ensuite conservés à une température de -80 °C jusqu'à analyse. Les filtres sont insérés dans un tube à homogénéiser avec 10 ml d'acétone 90 % puis sont sonifiés (Simon et Helliwell, 1998) pendant 30 secondes à l'aide d'un sonificateur (*Sonicator Heat Systems-Ultrasonics Inc., Triad Scientific*) muni d'une sonde *micro-tip*. Le

sonificateur fut calibré pour une puissance de cycle de 40 % en continu. La sonification permet de briser les cellules et de libérer la chlorophylle dans la solution d'acétone 90 %. Après cette opération, Les tubes sont enfin conservés au réfrigérateur à environ 4 °C pendant 24 heures et centrifugés à 1000 rpm pendant 10 min. Le surnageant est transféré à l'aide d'une pipette Pasteur dans une cuvette pour lecture sur fluorimètre (*Turner 10-AU*). Le fluorimètre fut calibré via divers étalons de chlorophylle de différentes concentrations, de 0,1 à 40 µg/L. Les concentrations sont alors obtenues par conversion des unités fluorescence en unité de chlorophylle par le fluorimètre. Les données d'intensité de fluorescence résultantes furent utilisées pour estimer la biomasse de producteurs primaires planctoniques selon le volume d'eau initialement filtré.

2.9 Mesures des variables physiques et de minéralisation

Les variables physiques, telles que la température, le taux de saturation en oxygène dissous et la turbidité ont été mesurées à l'aide d'une sonde multiparamétrique de type YSI 3000 (Yellow Springs, Ohio). Le coefficient d'extinction de la lumière dans l'eau fut mesuré à l'aide d'un quantomètre sphérique relié à un *Data Logger & Light meter* de type LI-COR Li-1400. Les mesures de luminosité ont été prises à quelques centimètres sous la surface ainsi qu'à 25 et 50 cm sous l'eau. Les coefficients d'extinction sont obtenus en calculant la pente de la courbe du logarithme naturel de l'intensité lumineuse en fonction de la profondeur. Les variables de minéralisation telles que le pH et la conductivité ont également été mesurées à l'aide de la sonde YSI.

2.10 Analyses statistiques de données

L'échantillonnage sur le terrain s'est déroulé entre mai et novembre 2010 de manière à vérifier l'existence d'un gradient ou d'une évolution temporelle le long de la rivière Matawin. D'autre part, il existe une dimension spatiale de la distribution des données le long de la rivière, puisque le barrage cause une séparation qui induit un changement de régime hydrologique entre l'amont et l'aval. Par conséquent, on cherche à séparer/discriminer, dans un premier temps, les variables qui définissent les tronçons

« amont » et « aval » de la rivière. Dans un deuxième temps, on cherche à discriminer chacun des mois (mai à novembre) de manière à vérifier l'évolution temporelle de chacune des variables étudiées.

L'analyse discriminante est une méthode statistique qui peut être employée à deux fins, soit de description ou de classement (Desbois, 2003; Quinn et Keough, 2005). Elle permet d'établir une séparation entre deux groupes connus d'observations et de déterminer quelles sont les différences entre les groupes par l'intermédiaire des variables mesurées. La rivière étant soumise à des flux et des apports différents de matière selon le mois ou la dynamique du régime hydrique, les caractéristiques physico-chimiques et biologiques devraient représenter la résultante des forces qui modélisent le milieu. En effet, les observations sont associées aux stations d'échantillonnages auxquelles on a mesuré plusieurs variables. La valeur prise par chacune de ces variables devrait refléter les caractéristiques de la saison (mois) et de l'emplacement (amont/aval) dans lequel la station se trouve. Le Lambda de Wilks, qui est une statistique permettant de déterminer si les observations des différents groupes ont des moyennes significativement différentes, fut utilisé en parallèle avec l'analyse discriminante. L'analyse statistique est réalisée à l'aide du logiciel de statistiques *IBM SPSS*.

Parallèlement à l'analyse discriminante, une analyse de redondance fut appliquée de manière à déterminer si les tendances identifiées avec les classifications sont le résultat de l'effet du barrage seul ou si des corrélations entre les variables physico-chimiques et biologiques peuvent être en cause. En effet, l'analyse canonique de redondance permet de vérifier s'il existe des corrélations entre un groupe de variables dépendantes, les variables biologiques, et un groupe de variables indépendantes, les variables physico-chimiques (Quinn et Keough, 2005). L'analyse discriminante fut effectuée à l'aide du programme *R* version 2.14.0.

En ce qui concerne le deuxième objectif de l'étude qui est de vérifier l'effet des tributaires, une analyse de variance multiple (MANOVA) fut utilisée de manière à vérifier si l'eau des tributaires était significativement différente de l'eau de la rivière

dans lequel ces derniers se jettent. La MANOVA permet de déterminer si des différences significatives existent entre des groupes de variables prédéterminés (Quinn et Keough, 2005). L'analyse fut également effectuée à l'aide d'*IBM SPSS*.

CHAPITRE III

RÉSULTATS

3.1 Statut trophique de la rivière Matawin

La prise de mesure des différentes variables physico-chimique et biologiques a permis de déterminer le statut trophique de la rivière Matawin. Il apparaît, selon les données du tableau 3.1, que la rivière est de nature oligotrophe. En effet, ce tableau présente les valeurs moyennes de quelques variables de manière à représenter le profil limnologique général de la rivière. Les résultats démontrent que la rivière Matawin, dans son ensemble, est de nature peu turbide, pauvre en azote et en phosphore total, de faible conductivité, saturée en oxygène dissous et pauvre en pigments chlorophylliens.

Tableau 3.1
Valeurs moyennes de variables mesurées sur la rivière Matawin, 2010

Variable	Moyenne	Écart-Type
TN ($\mu\text{g/L}$)	27.0	7.37
TP ($\mu\text{g/L}$)	8.06	3.61
Turb (UTN)	1.67	3.30
Cond ($\mu\text{S/cm}$)	42.33	12.89
OD (%)	97.44	7.64
pH	7.07	0.23
Chla ($\mu\text{g/L}$)	0.83	0.43

n = 119

3.2 Caractérisation des composantes de la MOD (PARAFAC)

Afin de déterminer la nature des substances humiques/protéiques présentes dans la rivière Matawin, le PARAFAC a été appliqué à tous les échantillons d'eau de toutes les stations confondues (amont et aval). Le PARAFAC a identifié quatre composantes

caractérisées par différents couples de longueurs d'onde d'excitation-émission maximums (fig. 3.1 et 3.2.). L'analyse a permis de déterminer que ces quatre composantes étaient suffisantes pour expliquer plus de 95 % de la variance totale. Comme Stedmon et al. (2003) l'ont précisé, cela ne signifie pas que seulement 4 composantes fluorescentes sont présentes dans la rivière Matawin, mais qu'elles étaient présentes dans la majorité des échantillons analysés et qu'elles peuvent expliquer le maximum de variation. Ils précisent également que d'autres composantes peuvent être présentes, mais que leur influence s'avère être trop faible pour être proprement distinguées du « bruit ». Chacune des composantes exhibe des maximums d'excitation et d'émission, illustrés au tableau 3.2.

Tableau 3.2
Couples d'excitation-émission des maxima de fluorescence
des composantes issues du PARAFAC

	Em	Ex (1)	Ex (2)	Composante
Maxima(s)	450 nm	< 250 nm	340 nm	Acide Fulvique
	500 nm	< 250 nm	340 nm	Acide Humique
	380 nm	< 250 nm	300 nm	Tryptophane
	440 nm	< 250 nm		Produits de Photodégradation

La composante 1 se définit comme étant un acide fulvique (acFulv) (Chen et al. 2003, Holbrook et al. 2006; Lapierre et Frenette 2009) et la deuxième composante s'avère être un acide humique (acHum) (Coble 1996, Chen et al. 2003, Holbrook et al. 2006). Ces composantes se définissent comme étant des substances non-labiles issues des apports terrestres. Après comparaison avec les résultats obtenus dans la littérature (Determann et al. 1998, Parlanti et al. 2000 et Baker 2001), les valeurs d'excitation-émission de la composante 3 montrent qu'elle est de nature protéique. En effet, le signal de fluorescence semble l'identifier comme étant du tryptophane (Tryp). La quatrième composante semble être associée à des produits de photodégradation (PPhoto), tels qu'identifiés par Stedmon et al. (2008) et Murphy et al. (2008). L'analyse de variance multiple de l'intensité maximum de fluorescence des quatre composantes a révélé que

ces dernières étaient significativement différentes entre elles, avec des valeurs de p inférieurs à 0,001 ainsi qu'un lambda de Wilks de 0,060.

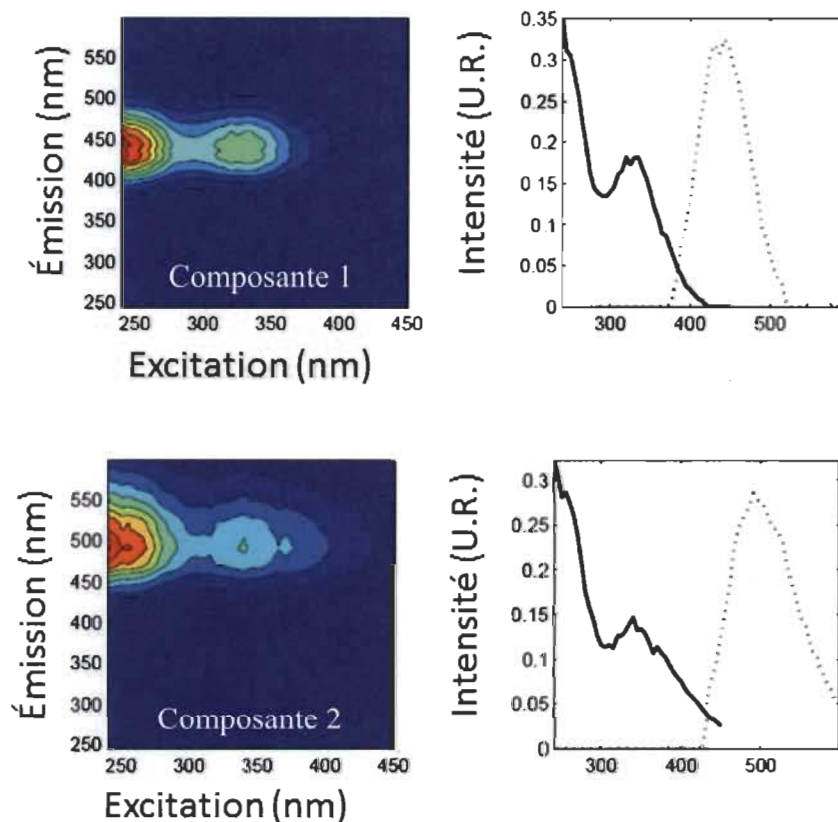


Figure 3.1 : Matrices d'excitation-émission des composantes récalcitrantes déterminées par la méthode du PARAFAC.

Les composantes 1 et 2 correspondent aux acides fulviques et humiques respectivement. L'échelle de couleur représente l'intensité de fluorescence variant de faible (bleu) à élevée (rouge). Les lignes pointillées représentent les longueurs d'onde d'émission et les lignes pleines les longueurs d'onde d'excitation.

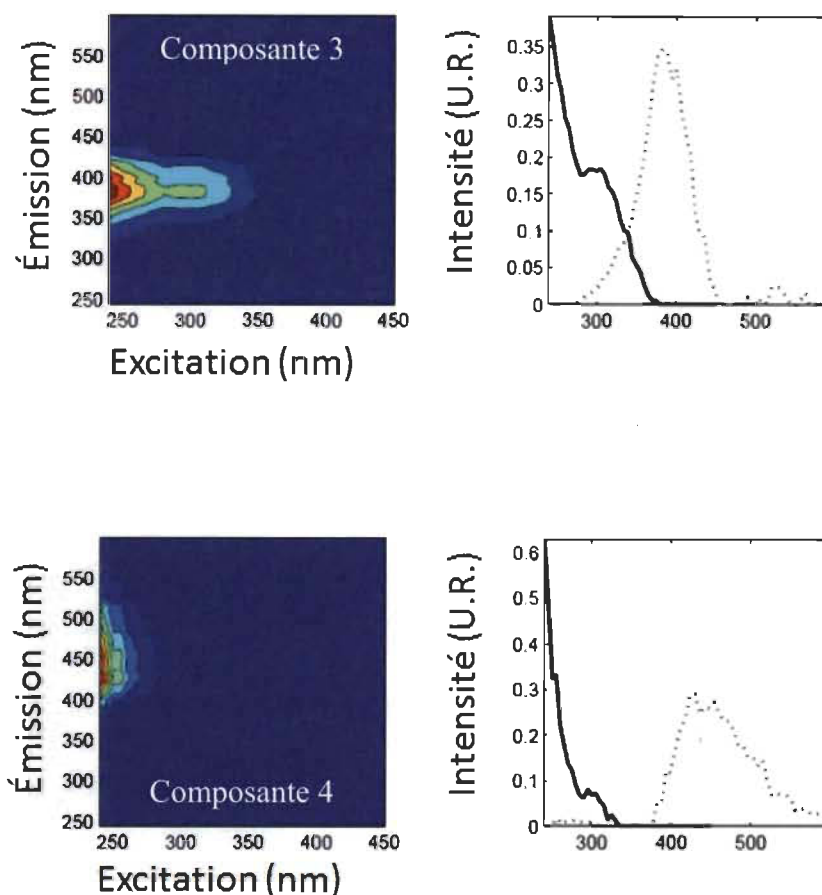


Figure 3.2 : Matrices d'excitation-émission des composantes labiles déterminées par la méthode du PARAFAC.

Les composantes 3 et 4 correspondent au tryptophane et produits de photodégradation respectivement. L'échelle de couleur représente l'intensité de fluorescence variant de faible (bleu) à élevée (rouge). Les lignes pointillées représentent les longueurs d'onde d'émission et les lignes pleines les longueurs d'onde d'excitation.

3.3 Analyse discriminante temporelle

Une classification à l'échelle temporelle a été effectuée sur les variables physico-chimiques et biologiques afin de déterminer quels mois (de mai à novembre) sont caractérisés par les valeurs les plus élevées ou les plus faibles. L'analyse discriminante fut donc appliquée aux variables physico-chimiques d'une part, et biologiques d'autre part.

3.3.1 Variables physico-chimiques

L'analyse discriminante temporelle des variables physico-chimiques est illustrée à la figure 3.3. Les groupes ont été formés en faisant abstraction du régime hydrologique dans lequel la station (observation) se trouve de manière à faire ressortir le facteur temporel. Les deux premières fonctions discriminantes expliquent 92,9 % de la variation totale.

Le lambda de Wilks, appuyé par la MANOVA a permis d'identifier les groupes de variables qui n'affichent aucune différence temporelle significative. Ces tests ont révélé que les variables *nitrates* (NO_3), *phosphore total* (TP), *pH*, *acide fulvique* (acFulv) et *acide humique* (acHum) ont des valeurs qui ne varient pas significativement d'une classe à l'autre pour être considérées comme étant différentes. En effet, ces variables affichent des lambdas de Wilks supérieurs à 0,9 et les *p* de la MANOVA sont supérieurs à 0,05. Le facteur temporel n'exerce donc aucun effet sur ces variables si l'on traite les stations situées en amont et en aval d'un même bloc.

La matrice de structure présentée au tableau 3.3 permet de déterminer quelles variables sont corrélées avec chacun des axes discriminants (combinaisons linéaires des variables). L'analyse a permis d'identifier quatre principaux descripteurs qui permettent de discriminer les mois d'échantillonnage. Les variables *Température* (T) et *Conductivité* (Cond) sont les plus fortement corrélées (coefficient > 0,08) avec le premier axe et les variables *taux de saturation en oxygène dissous* (OD) et *DOC* sont les plus inversement corrélées avec ce même axe. La disposition spatiale des classes illustrées à la figure 3.3 démontre que l'axe 1 explique la majorité de la variance avec 81,2 % de la variance totale contre 11,7 % pour l'axe 2. On note également un regroupement des classes partageant les traits communs : les classes de juin à juillet étant les plus influencées par l'axe 1, alors que les mois d'octobre et novembre sont inversement influencés par ce même axe. Le facteur temporel se traduit ici par un déplacement graduel et continu des classes le long du premier axe discriminant. La température s'est avérée être la variable la plus discriminante du point de vue temporel,

suivie par la conductivité. Les mois automnaux sont caractérisés par des valeurs plus importantes en saturation d'oxygène dissous et en DOC.

Tableau 3.3
Matrice de structure de l'analyse discriminante
temporelle appliquée aux variables physico-chimiques

Variable	Fonction	
	1	2
T	.387	.256
Cond	.405	-.572
PPhoto	-.060	.203
OD	-.103	.098
SRP	-.052	-.124
DOC	-.162	.001
acHum	-.026	.023
Tryp	.027	-.061
TP	-.026	.031
acFulv	-.006	-.022
Turb	-.024	.117
K _d	-.057	.059
pH	-.001	.003
TN	.048	.063
NO ₃	-.028	.076

Les résultats des classements sont illustrés au tableau 3.4. Les classes sont générées selon la règle bayésienne d'affectation et le taux apparent de bien-classé est très élevé (100 %). Tous les mois offrent un taux de classement parfait de 100 %.

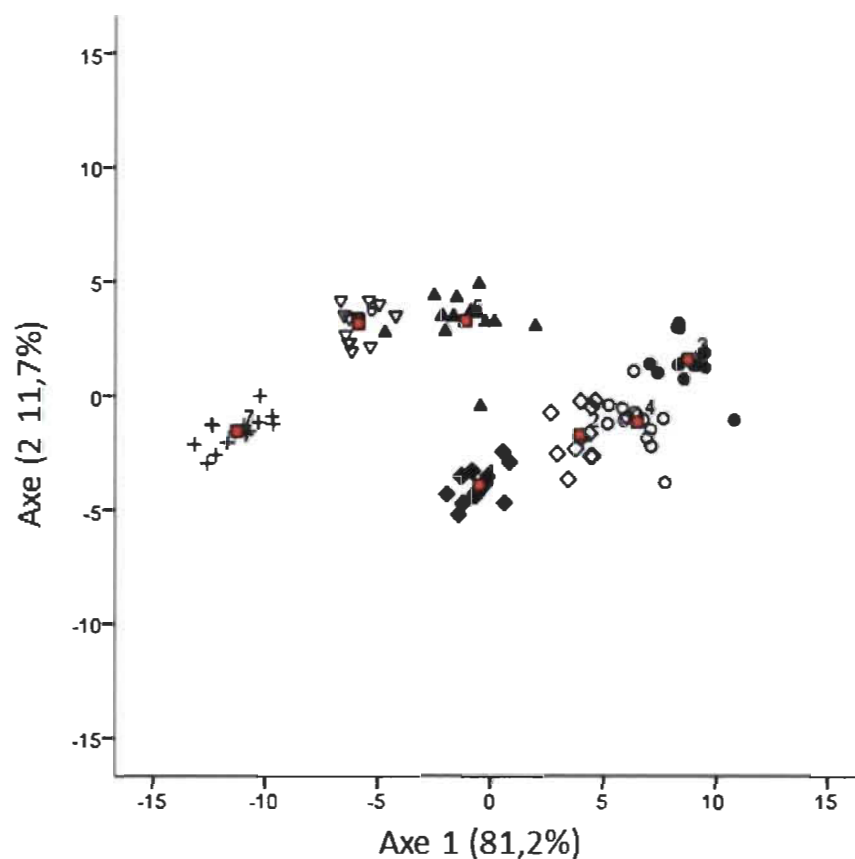


Figure 3.3 : Représentation graphique de l'analyse discriminante descriptive temporelle appliquée aux variables physico-chimiques.

Les classes mensuelles représentées sont *mai* (losanges noirs), *juin* (losanges blancs), *juillet* (cercles blancs), *août* (cercles noirs), *septembre* (triangles noirs), *octobre* (triangles blancs) et *novembre* (+).

Tableau 3.4
Pourcentage d'affectation des variables physico-chimiques aux classes mensuelles

Classes	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Total
Mai	100	0	0	0	0	0	0	100
Juin	0	100	0	0	0	0	0	100
Juillet	0	0	100	0	0	0	0	100
Août	0	0	0	100	0	0	0	100
Septembre	0	0	0	0	100	0	0	100
Octobre	0	0	0	0	0	100	0	100
Novembre	0	0	0	0	0	0	100	100

3.3.2 Variables biologiques

D'un point de vue structurel, la position des classes illustrées à la figure 3.4 démontre une évolution des valeurs biologiques causées par les changements saisonniers. Deux fonctions discriminantes sont suffisantes pour expliquer 94,3 % de la variance totale avec 83,1 % et 11,2 % pour les axes 1 et 2 respectivement. Toutes les variables biologiques se sont avérées avoir des valeurs différentes entre les classes mensuelles selon le lambda de Wilks et la MANOVA. Le taux apparent de bien-classé est également élevé avec une valeur 77,2 %. Le premier axe discriminant met en valeur le facteur temporel qui se traduit ici par une séparation des classes printanières (mai-juillet) aux classes automnales (août-novembre). En effet, le premier regroupement s'avère être influencé par l'axe 1 négatif, lequel est corrélé aux algues eucaryotes et à la chlorophylle *a* (tableau 3.5). Le deuxième regroupement, formé des classes août à novembre, est plus influencé par l'axe 1 positif. Ces classes sont donc caractérisées par une abondance de nanocyanobactéries (élevée, ainsi que par une teneur de bactéries HNA importante. Le deuxième axe discriminant tend à séparer la classe du mois d'août par rapport aux autres mois automnaux. Cette classe (août) est plus influencée par l'axe 2 positif. Le mois d'août est donc caractérisé par des teneurs de HNA, d'algues eucaryotes et de picocyanobactéries élevées par rapport aux mois d'automne.

Les résultats du classement démontrent un chevauchement des classes de mai à juillet, d'août à octobre et de septembre à novembre (tableau 3.6).

Tableau 3.5
Matrice de structure de l'analyse discriminante temporelle appliquée aux variables biologiques

Variable	Fonction	
	1	2
Nanocy	.542	-.079
PicEuk	-.092	.490
Chl <i>a</i>	-.151	-.292
PicCy	-.048	.123
HNA	.230	.263
NanoEuk	-.087	.394
LNA	-.189	.578

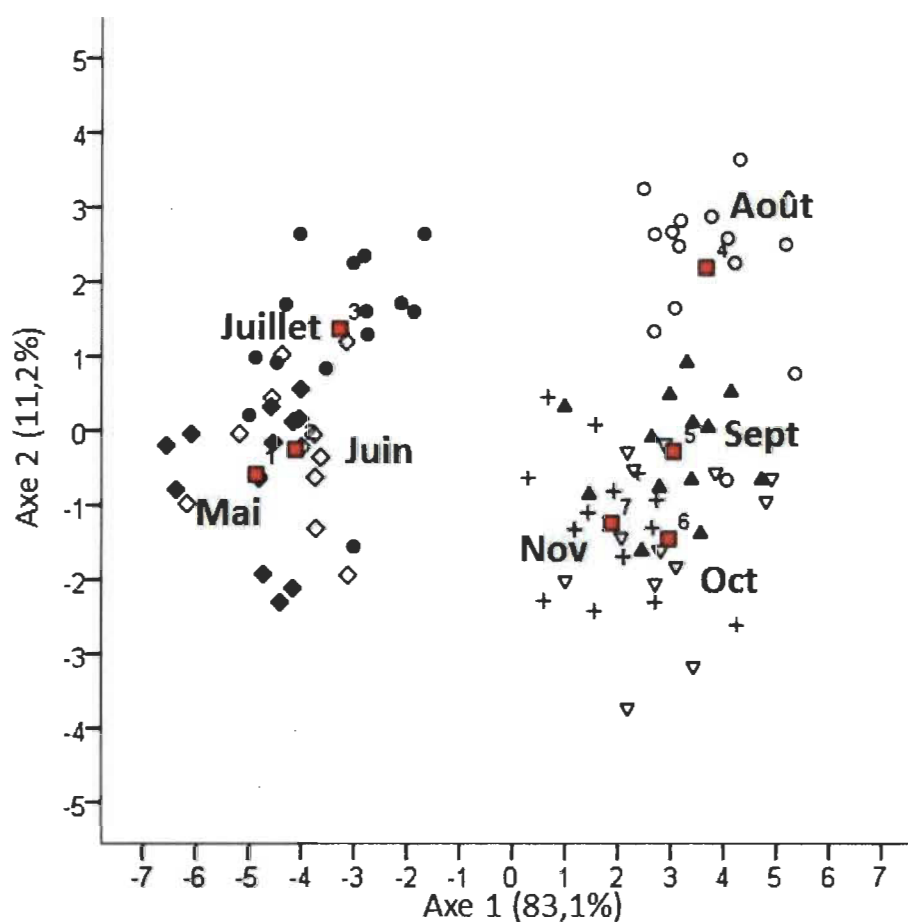


Figure 3.4 : Représentation graphique de l'analyse discriminante descriptive temporelle appliquée aux variables biologiques.

Les classes mensuelles représentées sont *mai* (losanges noirs), *juin* (losanges blancs), *juillet* (cercles blancs), *août* (cercles noirs), *septembre* (triangles noirs), *octobre* (triangles blancs) et *novembre* (+).

Tableau 3.6

Pourcentage d'affectation des variables biologiques aux classes mensuelles

Classes	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Total
Mai	100.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	100.0
Juin	18.2	63.6	18.2	.0	.0	.0	.0	100.0
Juillet	21.4	.0	78.6	.0	.0	.0	.0	100.0
Août	.0	.0	.0	85.7	7.1	7.1	.0	100.0
Septembre	.0	.0	.0	.0	76.9	23.1	.0	100.0
Octobre	.0	.0	.0	.0	15.4	61.5	23.1	100.0
Novembre	.0	.0	.0	.0	7.1	21.4	71.4	100.0

3.4 Analyse canonique de redondance

L'analyse discriminante a permis de déterminer les variables qui caractérisent le mieux les stations d'un point de vue temporel, de manière à faire ressortir l'effet de la saison sur les variables limnologiques. Afin de déterminer si des tendances obtenues pour les variables biologiques sont attribuables au temps de résidence et aux magnitudes des débits imposées par le barrage, une analyse canonique de redondance a été appliquée aux variables physico-chimiques et biologiques. Cette analyse a permis de déterminer si la discrimination qui sera obtenue avec l'analyse discriminante spatiale sur les variables biologiques sera le résultat de l'influence des variables physico-chimiques, ou bien si l'effet est entièrement attribuable au facteur « barrage ». Les résultats de l'analyse canonique de redondance sont illustrés à la figure 3.5. L'analyse a généré deux axes canoniques qui se sont avérés être suffisants pour expliquer la majorité de la variance observée, avec la température de l'eau qui fut utilisée comme co-variable de manière à diminuer son poids sur les axes. Le premier axe explique 77,5 % de la variance contre 19,5 % pour le deuxième axe. Dans un premier temps, on remarque une absence d'influence de l'ensemble des variables physico-chimiques sur les algues picoeucaryotes. Les nanoeucaryotes semblent être influencées par la teneur en phosphore. Les deux types de cyanobactéries sont opposées entre-elles, ce qui semble indiquer qu'elles occupent des niches temporelles différentes. D'un point de vue plus général, on note une faible influence des variables physico-chimiques sur les cyanobactéries, la chlorophylle *a* et le pourcentage de HNA. Il apparaît donc que les tendances observées sur les variables biologiques identifiées par l'analyse ne sont pas totalement dues à l'effet des variables physico-chimiques. Par conséquent, en l'absence de cause directe proximale, la possibilité que les différences qui seront décelées dans l'analyse discriminante spatiale soient attribuables aux effets du temps de résidence et des débits générés par l'inversion du régime hydrologique est envisageable. En effet, l'hypothèse alternative de l'effet du temps de résidence comme cause des résultats observés peut donc être, ici, prise en considération.

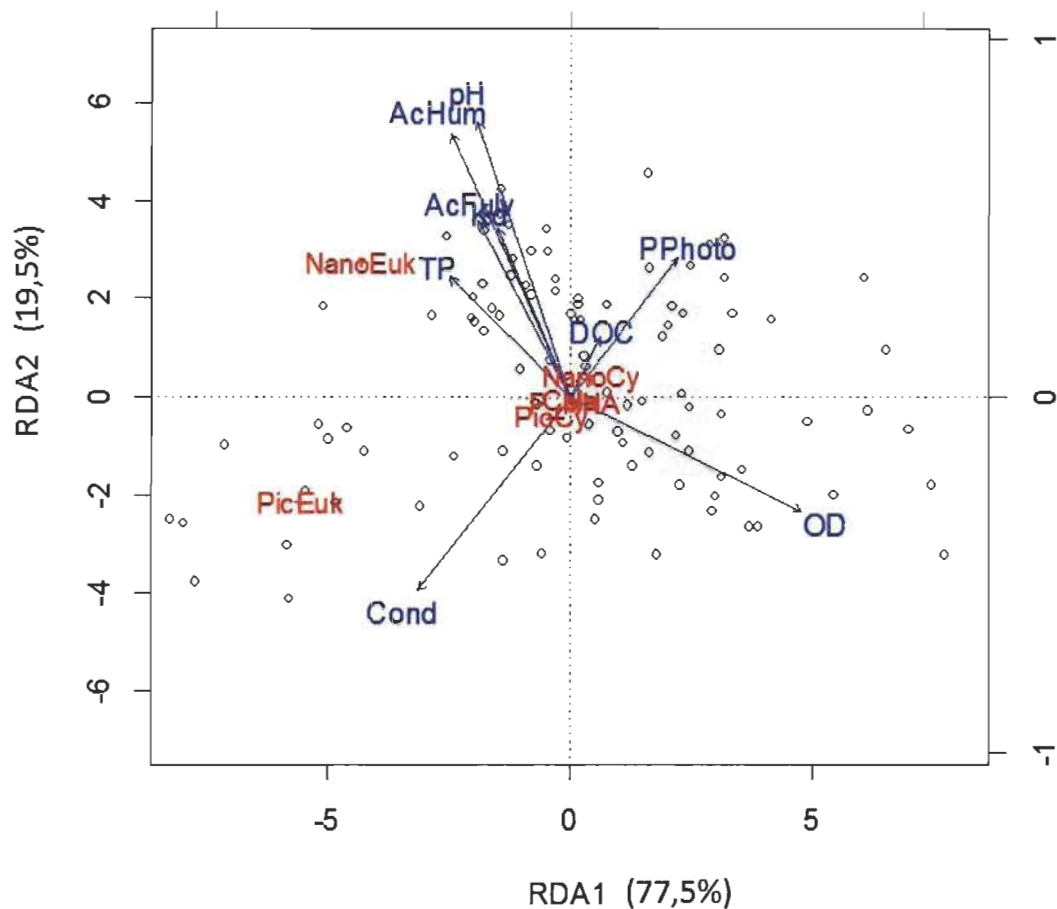


Figure 3.5 : Représentation graphique de l'analyse de redondance appliquée aux variables physico-chimiques (bleu) et biologiques (rouge).

3.5 Analyse discriminante spatiale

Dans un deuxième temps, l'objectif est d'établir des classes propres aux régimes inversé et naturel, associées aux tronçons « aval » et « amont » respectivement. Les stations ont été analysées et classifiées en faisant abstraction de l'aspect temporel, c'est-à-dire du mois auquel les données ont été prélevées. À cette fin, quatre classes ont été créées. Les stations « contrôles », soit les stations en amont du barrage (AMONT), composent la classe 1. Les stations en aval du barrage (AVAL) composent la classe 2 et les stations du réservoir composent les classes 3 (AM_RES) et 4 (AV_RES). La classe

AM_RES correspond aux échantillons prélevés dans le réservoir en amont et la classe AV_RES correspond aux échantillons prélevés dans le réservoir à proximité du barrage. La divergence limnologique causée par la dynamique rivière-réservoir-rivière peut ainsi être mise en évidence par les résultats de la classification.

3.5.1 Variables physico-chimiques

L'analyse a été appliquée en premier lieu aux variables physico-chimiques de manière à vérifier l'effet du barrage sur celles-ci. L'analyse discriminante a permis d'identifier 9 descripteurs physico-chimiques qui permettent de caractériser chacune des classes.

Les tests d'égalité des moyennes inter-classes, effectué via le lambda de Wilks et la MANOVA, ont révélé que les variables *orthophosphates* (SRP), *carbone organique dissous* (DOC), *turbidité* (Turb), *conductivité* (Cond), *température* (T) et *tryptophane* (Tryp) ne varient pas significativement entre les classes. Le barrage a donc peu d'effet sur la distribution spatiale de ces variables.

Les deux premiers axes discriminants sont suffisants pour expliquer 93,9 % de la variance totale. En effet, le premier axe permet d'expliquer 67,4 % et le deuxième 26,5 % de la variance.

La matrice de structure (tableau 3.7) illustre les variables qui sont les plus corrélées aux fonctions discriminantes. D'un point de vue graphique (fig. 3.6), il apparaît que l'eau de la rivière Matawin change de nature limnologique selon sa situation par rapport au barrage. En effet, la disposition des barycentres des classes démontre une évolution entre les stations situées en amont, dans le réservoir et en aval. Cette réalité démontre qu'il existe des processus hydrologiques et/ou biochimiques impliqués dans les différences retrouvées sur la composition physico-chimique de l'eau. La figure 3.6 démontre qu'il existe des différences marquées entre les classes de l'amont (AMONT et AM_RES) et de l'aval (AVAL et AV_RES). Cette différence est

attribuable à l'influence de l'axe 1. En effet, les stations de l'aval s'avèrent être plus faibles en concentration d'acides fulviques, humiques et en produits de photodégradation. Le coefficient d'extinction de la lumière y est également plus faible et les valeurs de taux de saturation en oxygène dissous, pH, nitrates et température sont relativement plus importantes.

Tableau 3.7
Matrice de structure de l'analyse discriminante spatiale
appliquée aux variables physico-chimiques

Variable	Fonction	
	1	2
acHum	-.410	-.305
K _d	-.347	.126
OD	.327	-.195
NO ₃	.325	.025
acFulv	-.283	-.272
TP	-.247	.131
T	.153	-.001
pH	.343	.531
TN	-.094	.338
Cond	-.052	.129
PPhoto	-.134	-.089
Turb	-.113	.065
SRP	-.005	.037
Tryp	-.072	-.131
DOC	-.060	.074

L'influence du deuxième axe discriminant se reflète à travers la position des barycentres des classes du réservoir par rapport aux barycentres des classes de la rivière. Les classes du réservoir se trouvent à être plus influencées par l'axe positif alors que les classes de rivière sont légèrement plus influencées par l'axe négatif. L'eau du réservoir est plus basique et légèrement plus riche en phosphore total. L'eau affiche également un coefficient d'extinction de la lumière plus élevé dans le réservoir. L'eau de rivière se trouve à avoir des valeurs d'acides fulviques, humiques, de produits de photodégradation et de saturation d'oxygène dissous plus élevées.

Les résultats du classement (tableau 3.8), effectué selon la règle bayésienne d'affectation, offrent un taux apparent de bien-classé de 80,2 %. Les observations sont correctement attribuées aux classes tant pour le régime naturel que le régime inversé. En effet les observations (stations) sont correctement classées avec des taux de classement supérieurs à 80 %. Seule la classe AV_RES offre un faible taux de classement avec 57,1 % d'affectation. En effet, l'eau du réservoir à proximité du barrage partage des similitudes avec l'eau de la classe AVAL, soit 28,6 % des affectations.

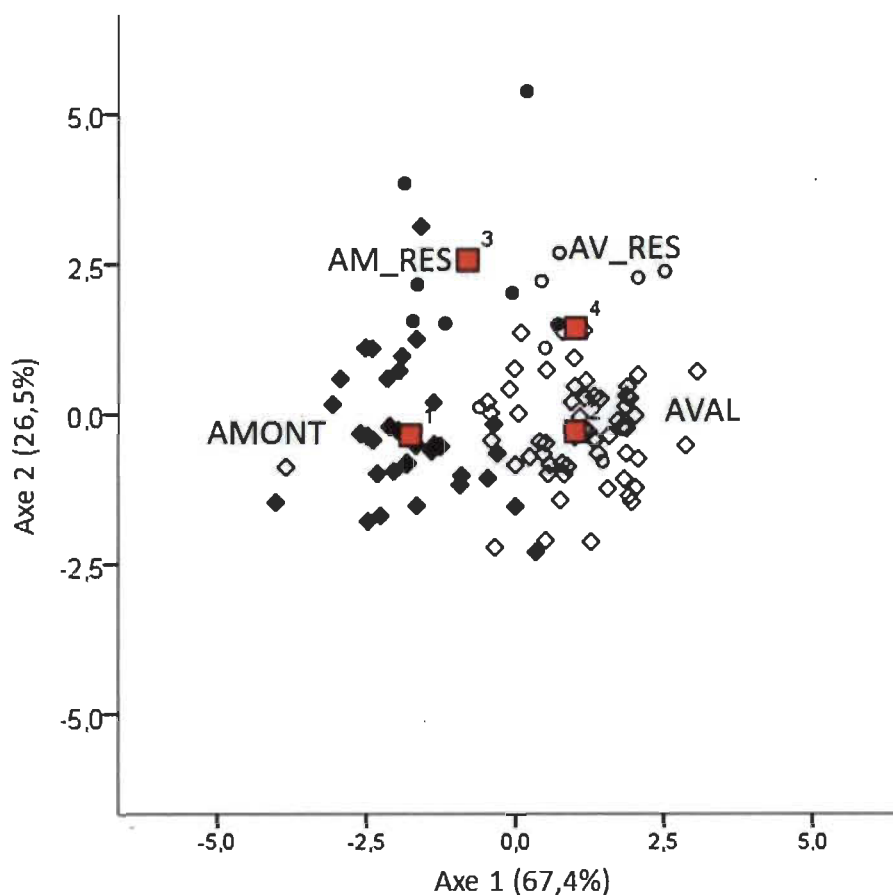


Figure 3.6 : Représentation graphique de l'analyse discriminante descriptive spatiale appliquée aux variables physico-chimiques.

Les classes spatiales représentées sont *amont* (losanges noirs), *amont dans le réservoir* (cercles noirs), *aval dans le réservoir* (cercles blancs), et *aval* (losanges blancs).

Tableau 3.8
 Pourcentage d'affectation des variables physico-chimiques aux classes spatiales

Classes	AM	AV	AM_RES	AV_RES	Total
AMONT	82.4	11.8	5.9	.0	100.0
AVAL	5.2	81.0	1.7	12.1	100.0
AM_RES	.0	.0	85.7	14.3	100.0
AV_RES	14.3	28.6	.0	57.1	100.0

3.5.1.1 Tendances spatio-temporelles

La classification temporelle n'a pas montré de différence significative entre les substances humiques selon les mois (*acFulv*, *acHum* et *PPhoto*). Cette réalité pourrait être expliquée par le fait que les moyennes des premiers mois d'échantillonnage sont similaires entre les deux tronçons de la rivière. En effet, les figures 3.7 à 3.9 démontrent que des différences majeures apparaissent en début d'automne seulement. La concentration de chacune des composantes humiques était plus faible en aval qu'en amont, pour la période d'août à novembre. Si l'on compare les teneurs pour septembre et octobre, il apparaît qu'elles sont environ 50 % moins abondantes en aval. Les débits automnaux élevés en aval ne semblent pas avoir une incidence directe sur la teneur des SH puisque qu'elle demeure relativement constante pour toute la période d'échantillonnage. Le tryptophane s'est avéré ne pas varier de manière significative d'un point de vue spatio-temporel, avec une teneur moyenne de 0,27 unités *Raman* (résultat non illustré). Les moyennes élevées de K_d durant la période automnale semblent être en corrélation avec l'abondance des substances humiques car elles suivent le même patron de distribution (fig. 3.10). La teneur en phosphore total est en moyenne 25 % moins abondante en aval qu'en amont pour la période de mai à novembre (fig. 3.11). En aval, la température de l'eau est cependant légèrement plus élevée de 3 %, de même que pour le taux de saturation en oxygène dissous avec 7 % de plus qu'en amont (fig. 3.12). Le pH est légèrement plus basique (3 %) en aval avec une moyenne de 7,15 contre 6,94 en amont (fig. 3.13).

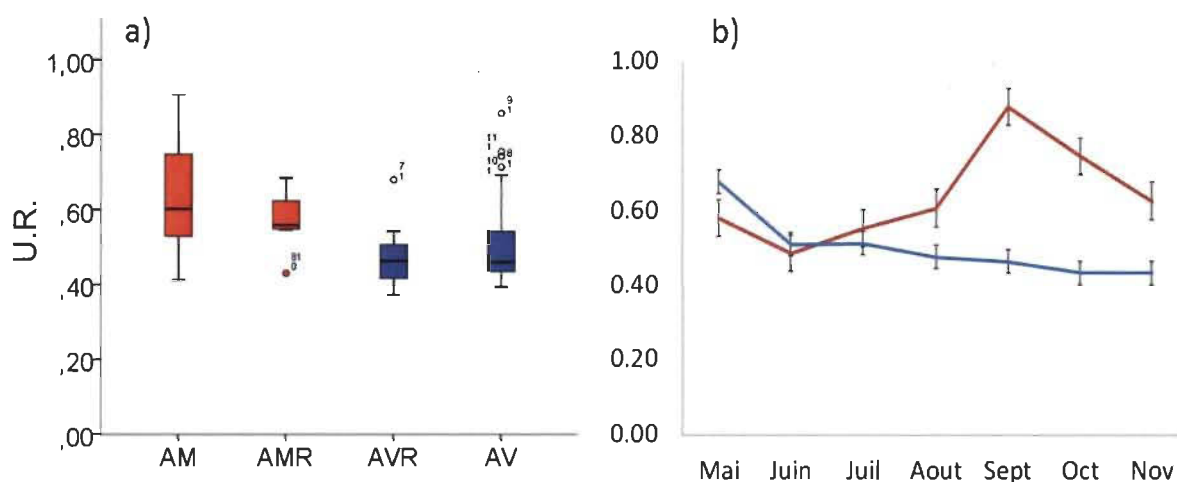


Figure 3.7 : Distribution des acides fulviques (U.R.) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

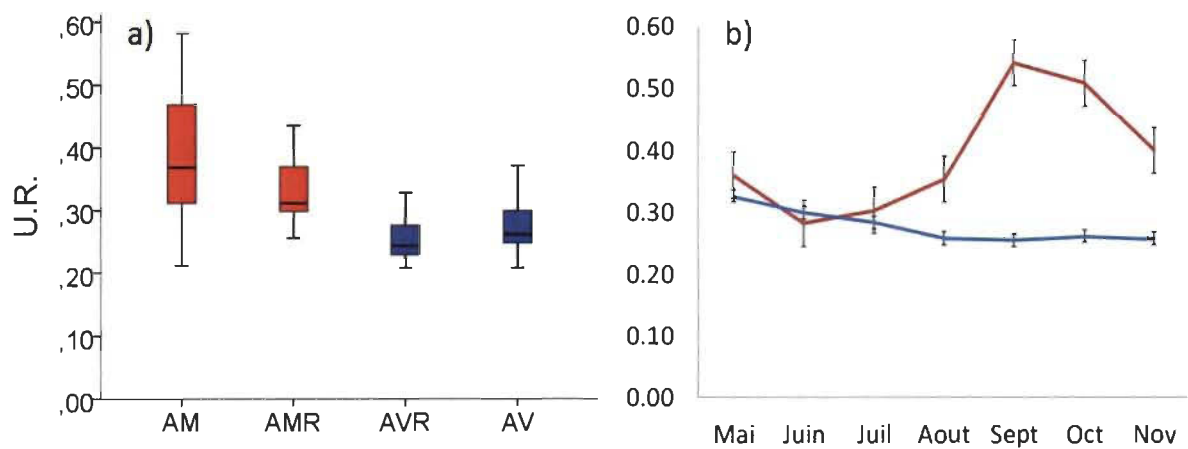


Figure 3.8 : Distribution des acides humiques (U.R.) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

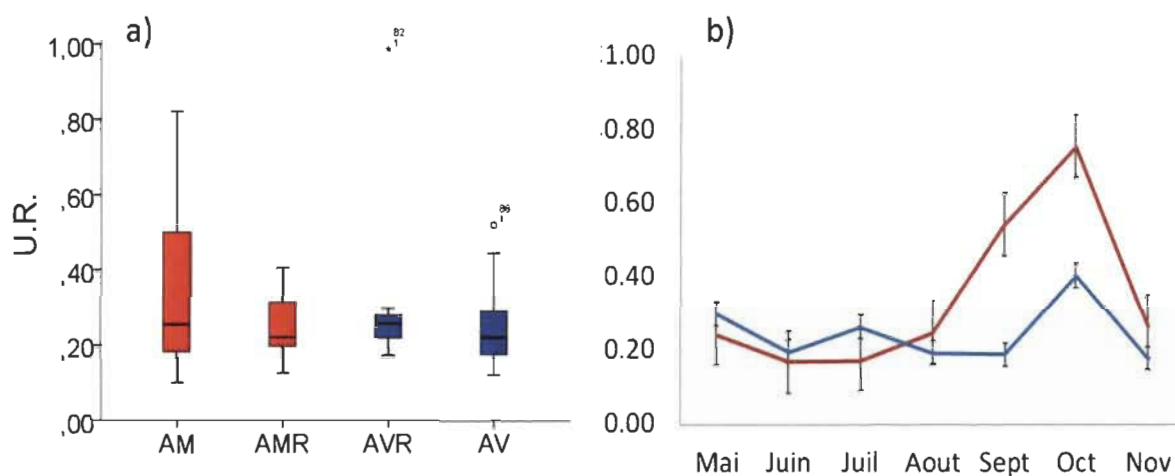


Figure 3.9 : Distribution des produits de photodégradation (U.R.) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

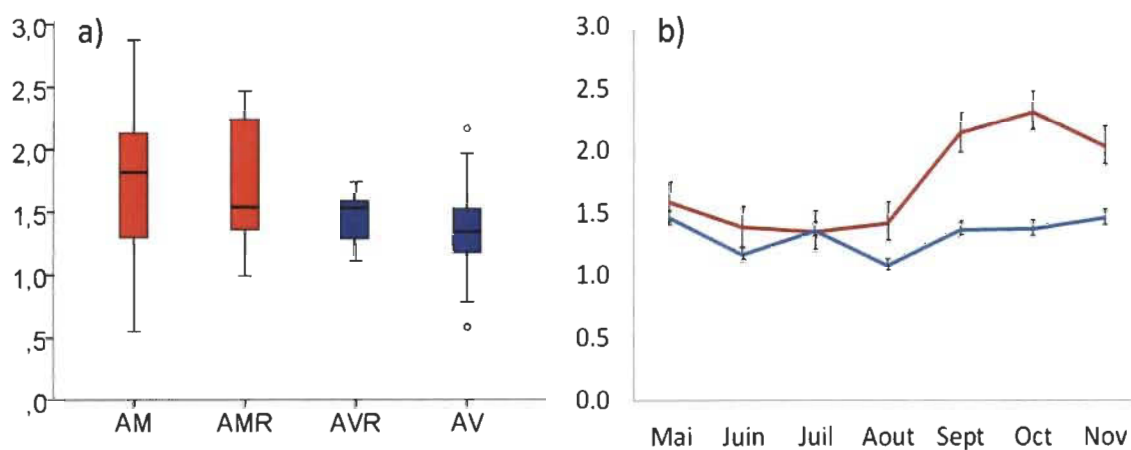


Figure 3.10 : Valeurs du coefficient d'extinction de la lumière (K_d) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

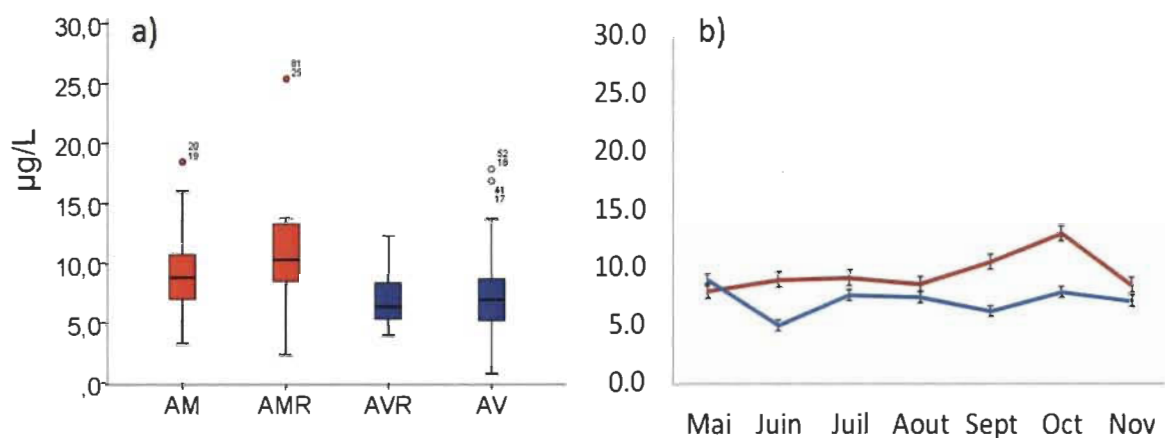


Figure 3.11 : Distribution du phosphore total ($\mu\text{g/L}$) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR), en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

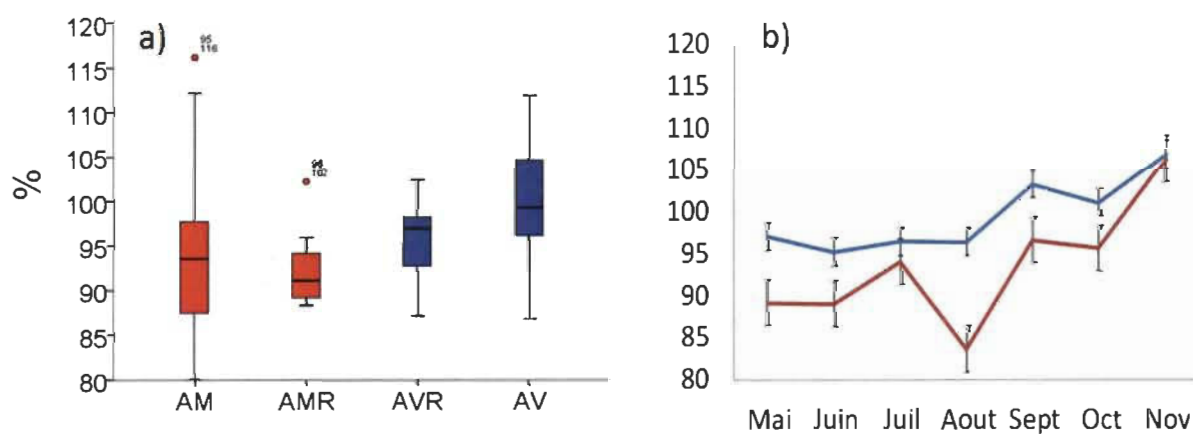


Figure 3.12 : Distribution du taux de saturation en oxygène dissous (%) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR), en aval (AV) et b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

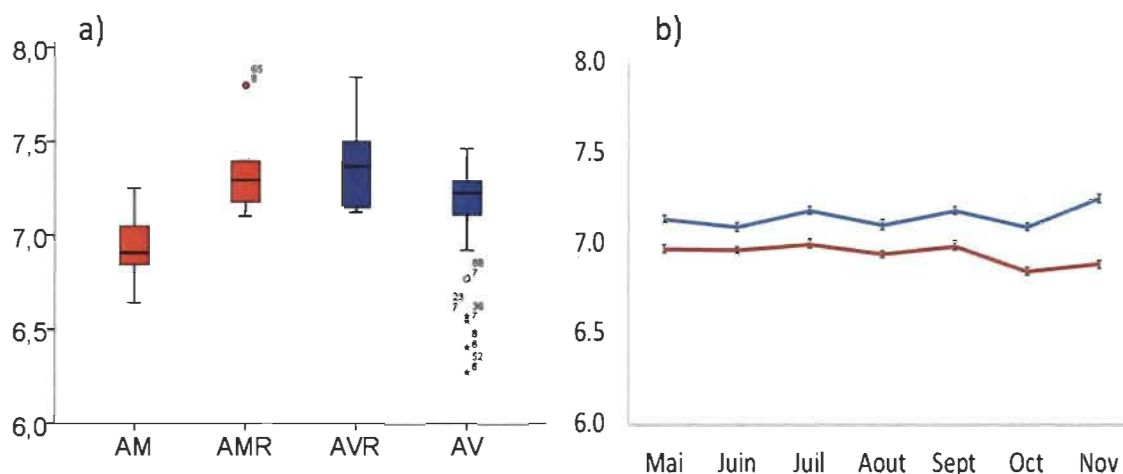


Figure 3.13 : Valeur du pH a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

3.5.2 Variables biologiques

L'analyse discriminante a également été appliquée aux variables biologiques de manière à mettre en évidence le facteur spatial. La figure 3.14 illustre le positionnement graphique des barycentres des classes. Le patron de distribution des classes est semblable à celui observé pour les variables physico-chimiques à la différence que les classes du réservoir ont des barycentres moins espacés entre eux. Cette proximité révèle des valeurs des variables biologiques semblables entre les deux classes. Les deux premiers axes discriminants sont suffisants pour expliquer 97,2 % de la variance totale. Le premier permet d'expliquer 67,9 % et est corrélé principalement avec l'abondance des cyanobactéries et inversement corrélé avec l'abondance des algues eucaryotes, de la chlorophylle *a* et des HNA. Le deuxième axe explique 29,3 % de la variation et est positivement corrélé avec toutes les variables biologiques. Le tableau 3.9 illustre la matrice de structure de l'analyse sur les variables biologiques.

Tableau 3.9
Matrice de structure de l'analyse discriminante spatiale
appliquée aux variables biologiques

Variables	Fonction	
	1	2
NanoEuk	-.451	.063
Chla	-.237	.688
PicCy	.091	.425
NanoCy	.271	.298
HNA	.048	.226
LNA	.219	.189
PicEuk	-.363	.324

La principale différence réside dans le fait que les classes de rivière (AMONT et AVAL) sont opposées entre elles par rapport à l'axe 1. Les classes du réservoir n'affichent pas de différences marquées entre elles mais s'avèrent être plus influencées par l'axe 2 que les classes de rivières. En effet, selon le patron de classification, les classes associées au réservoir ont essentiellement des valeurs biologiques plus importantes qu'en aval du barrage (classe AVAL). En effet, le tableau 3.9 indique que toutes les variables sont positivement influencées par l'axe 2. Les classes du réservoir ont des valeurs des variables biologiques plus élevées que la classe AVAL, puisque les barycentres sont superposés par rapport à l'axe 2 (fig. 3.14). L'aval est ainsi caractérisé par un appauvrissement des variables biologiques par rapport à l'amont et au réservoir, à l'exception des cyanobactéries.

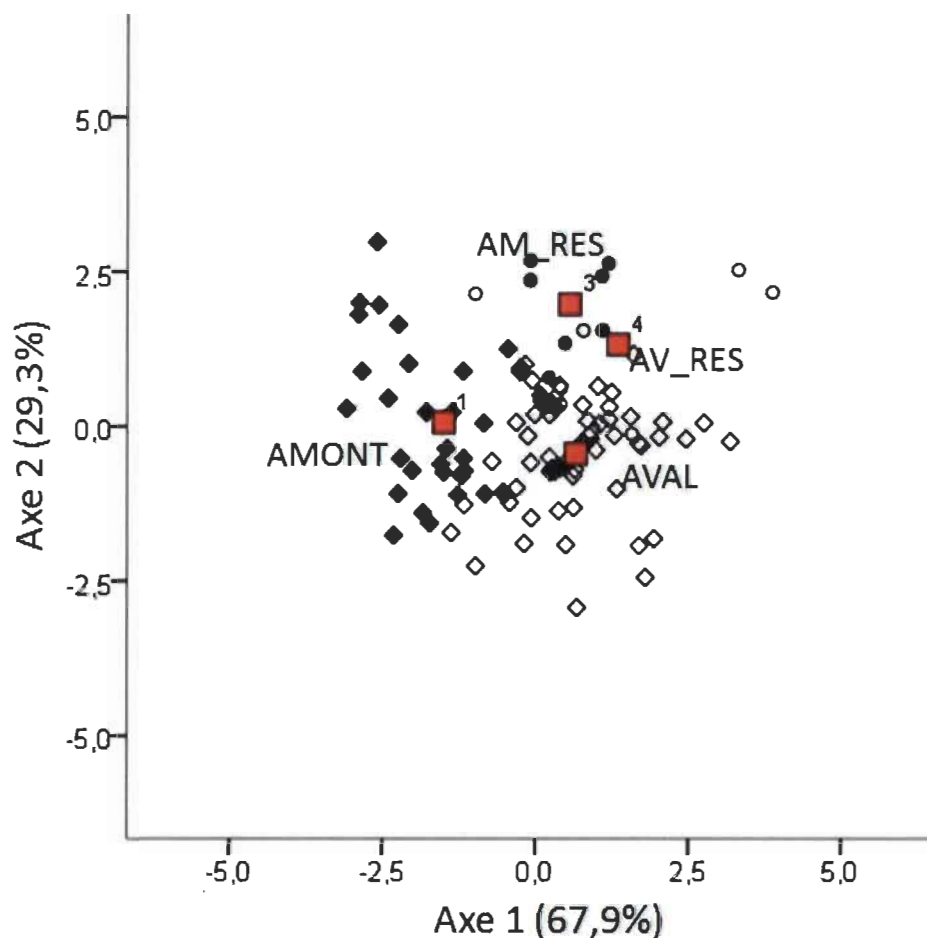


Figure 3.14 : Représentation graphique de l'analyse discriminante descriptive spatiale appliquée aux variables biologiques.

Les classes spatiales représentées sont *amont* (losanges noirs), *amont dans le réservoir* (cercles noirs), *aval dans le réservoir* (cercles blancs), et *aval* (losanges blancs).

Le tableau 3.10 illustre les résultats du classement. Le taux apparent de bien classé est de 76,4 %. La classe AV_RES possède le taux de classement le moins élevé car elle partage des caractéristiques avec la classe AM_RES.

Tableau 3.10
 Pourcentage d'affectation des variables biologiques aux classes spatiales

Classes	AM	AV	AM_RES	AV_RES	Total
AMONT	79.4	14.7	5.9	.0	100.0
AVAL	8.6	79.3	3.4	8.6	100.0
AM_RES	.0	.0	71.4	28.6	100.0
AV_RES	.0	42.9	14.3	42.9	100.0

3.5.2.1 Tendances spatio-temporelles

Les maximas d'abondance des algues eucaryotes (fig. 3.15 et 3.16) coïncident avec le maxima de teneur en chlorophylle *a* pour la période printanière-estivale (fig. 3.17). La teneur en chlorophylle *a* est plus élevée en juin et tend à diminuer pendant la période estivale pour atteindre une période creuse en juillet. L'abondance des picoeucaryotes est en moyenne plus importante durant les mois de juin à août par rapport aux algues nanoeucaryotes, tant pour le régime inversé que naturel. En effet, le pourcentage moyen de picoeucaryotes en amont passe de 56 % (juin-août) à 33 % (septembre-novembre). Les résultats obtenus en aval illustrent la même tendance mais avec un ratio plus faible : 43 % (juin-août) à 40 % en aval (septembre-novembre).

Si l'on compare les différences spatiales (amont-aval) des algues picoeucaryotes, on remarque qu'elles sont moins abondantes en aval de plus de 50 % par rapport aux teneurs en amont pour la période estivale (juin-août). Des observations semblables sont retrouvées pour la chlorophylle *a*, alors qu'entre mai et juillet, la teneur est d'environ 42 % moins importante en aval. Il en est de même pour les algues nanoeucaryotes, qui affichent des teneurs inférieures de près de 32 % par rapport à l'amont pour toute la période d'échantillonnage.

Aucun patron particulier en aval en automne ne semble indiquer que les magnitudes plus élevées des débits automnaux ont une incidence particulière sur les teneurs des algues et de la chlorophylle *a*.

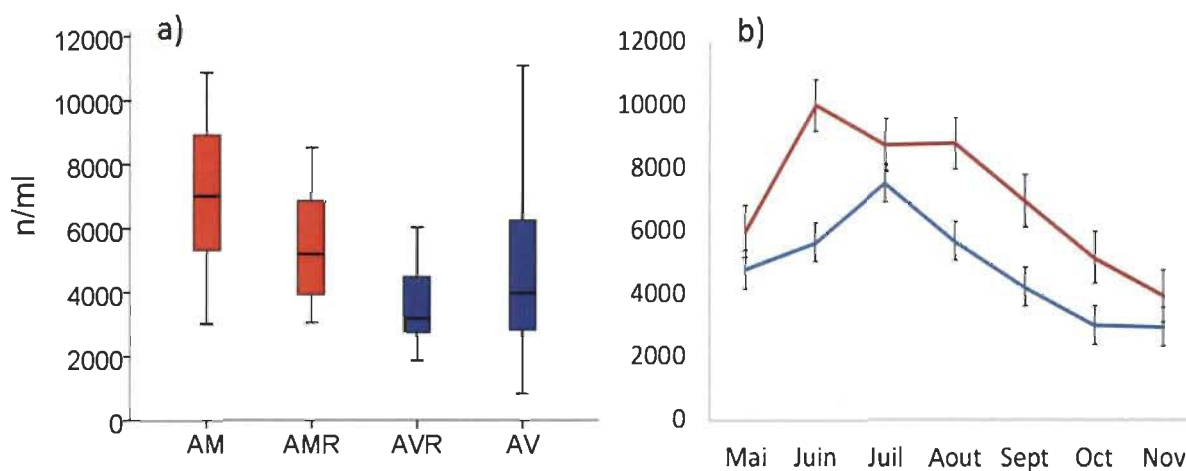


Figure 3.15 : Distribution des nanoeucaryotes (n/ml) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

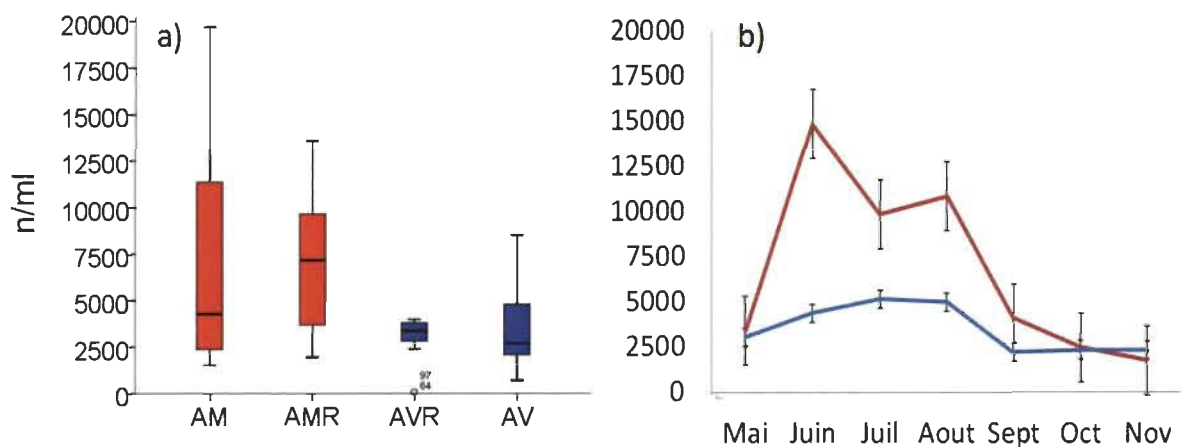


Figure 3.16 : Distribution des picoeucaryotes (n/ml) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

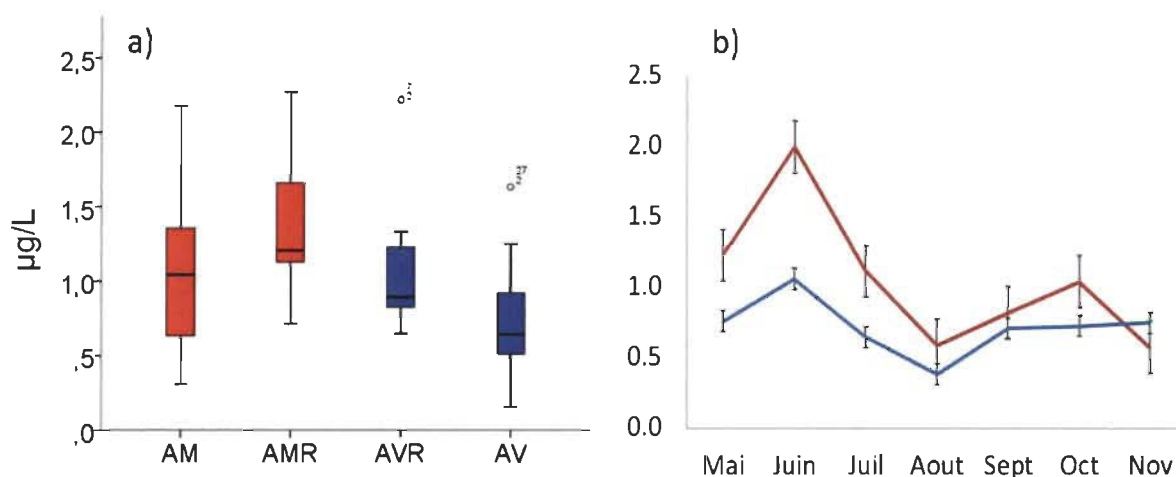


Figure 3.17 : Distribution de la chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

La distribution spatio-temporelle de l'abondance des procaryotes (cyanobactéries) est illustrée aux figures 3.18 et 3.19. On note que le nombre de cellules de *NanoCy*/ml est plus important à partir d'août pour les deux types de régime, mais demeure néanmoins plus important en aval tel qu'illustré avec l'analyse discriminante spatiale. En effet, à partir d'août, la teneur des nanocyanobactéries est 45 % plus importante qu'en amont, malgré des teneurs moins importantes de phosphore. L'abondance des picocyanobactéries ne semblent pas adopter de patron de distribution particulier. On retrouve un pic d'abondance de 400 unités en amont en juin et un autre en aval de 250 unités en août. Les cyanobactéries sont dans l'ensemble plus abondantes dans le réservoir par rapport à la rivière en amont du barrage (régime naturel).

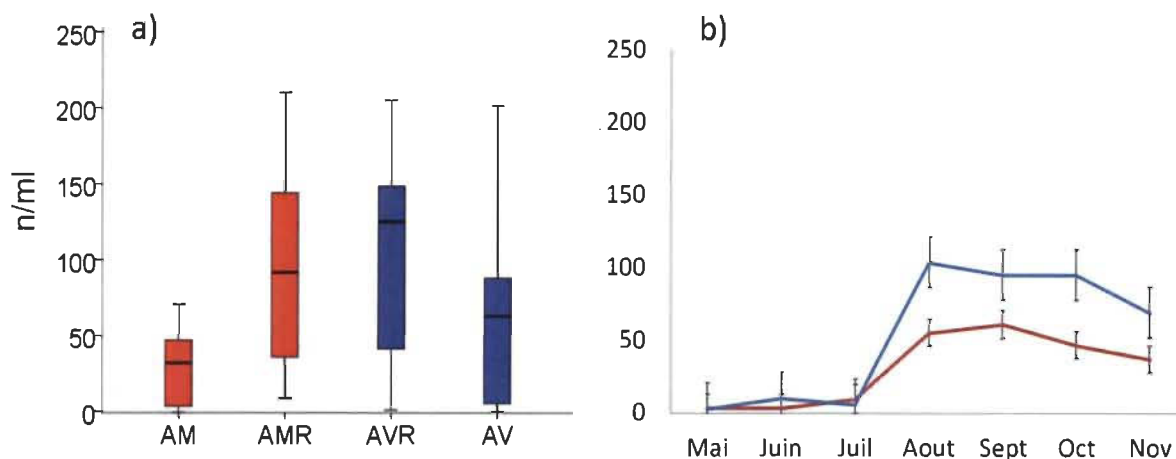


Figure 3.18 : Distribution des nanocyanobactéries (n/ml) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

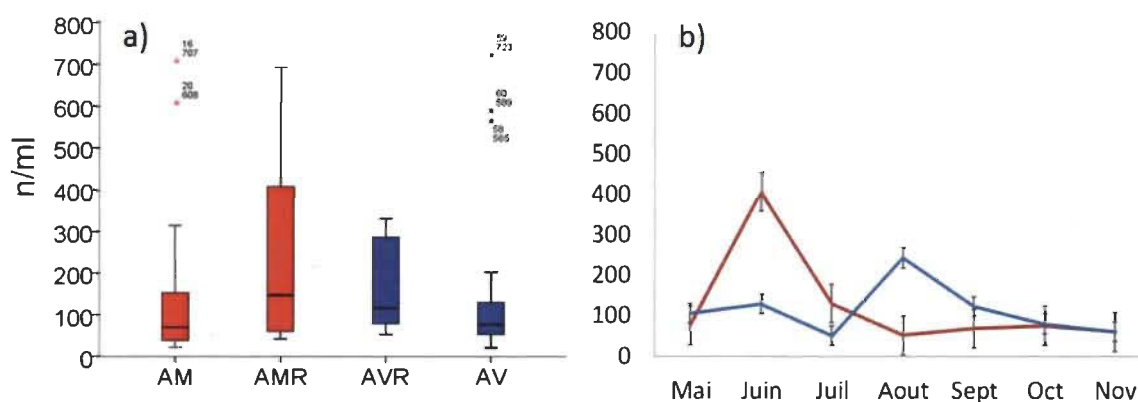


Figure 3.19 : Distribution des picocyanobactéries (n/ml) a) en amont (AM), dans le réservoir (AMR et AVR) et en aval (AV), b) en régime naturel (rouge) et inversé (bleu) de la rivière Matawin.

L'abondance moyenne des bactéries HNA (n/ml) atteint son maximum en août (avec 1 464 000 bactéries/ml en amont et 1 070 000 bactéries/ml en aval) et décroît jusqu'en novembre (résultat non illustré). Pour ce qui est du pourcentage de bactéries HNA, il augmente à partir du mois d'août dans les deux types de régimes (fig. 3.20), alors que le ratio des tryptophanes sur les substances humiques commence à diminuer à partir du même moment jusqu'à la fin des échantillonnages (fig. 3.21). Cependant, il semble y avoir une tendance du pourcentage de HNA à augmenter parallèlement avec la teneur de produits de photodégradation (fig. 3.22).

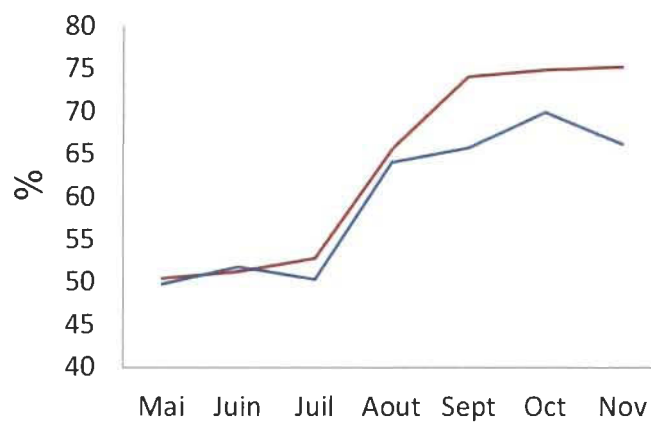


Figure 3.20 : Pourcentage moyen de bactéries HNA en fonction du temps en amont (rouge) et en aval (bleu).

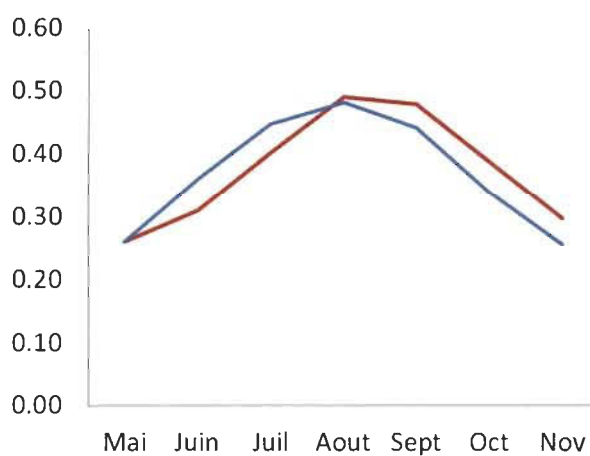


Figure 3.21 : Ratio moyen des tryptophanes sur les substances humiques en fonction du temps en amont (rouge) et en aval (bleu).

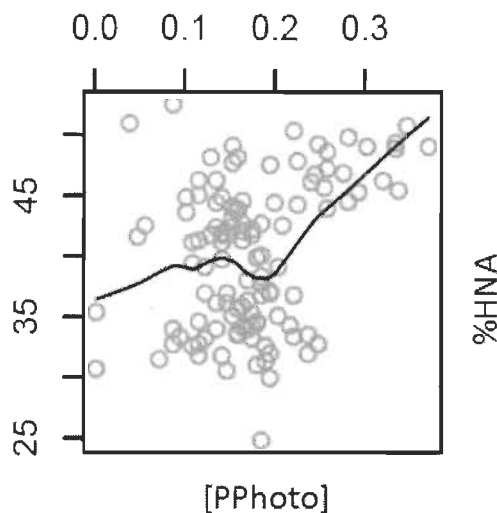


Figure 3.22 : Concentration des produits de photodégradation (U.R.) en fonction du pourcentage de bactéries HNA.

Le pourcentage de bactéries HNA passe de 50 % en juillet à 65 % en août. Parallèlement, pour le même mois, on retrouve une augmentation de la fluorescence des substances humiques, donc de leur concentration. En amont, l'effectif des HNA représente environ 75 % des bactéries à partir d'août (fig. 3.20). En aval, la proportion des HNA représente entre 65 et 70 % de la population d'août à novembre, soit une diminution de près de 10 %.

3.6 Contribution des tributaires aux apports de la rivière

Deux des stations d'échantillonnage correspondent respectivement à des tributaires rocheux et sableux se déversant dans la rivière en aval du barrage. L'effet de tributaires fut isolé à l'aide de l'analyse de variance multiple (MANOVA). En somme, six types de milieux ont été déterminés et analysés dans le but de déterminer s'il existe des différences significatives entre eux. Ces milieux sont caractérisés par le tributaire rocheux (R), sableux (S) et la rivière Matawin en deux points situés de chaque côté des deux tributaires (MS1, MS2, MR1 et MR2).

L'analyse de variance multiple a permis de déterminer s'il existe des différences significatives entre les valeurs des variables pour chaque milieu. L'analyse fut appliquée aux stations S, MS1 et MS2 d'une part, et aux stations R, MR1 et MR2 d'autre part.

3.6.1 Tributaire sableux

L'analyse de la station sableuse affiche un lambda de Wilks équivalent à 0,0, mais avec un seuil de significativité supérieur à 0,05. Par conséquent, la nature de la station n'influence pas significativement les valeurs des variables. Néanmoins d'autres tests ont été effectué de manière à vérifier quelles variables étaient différentes entre le tributaire et la rivière. Le test d'homogénéité des variances de *Levene* indique que les variances de la plupart des variables sont homogènes ($p > 0,05$), excepté pour *NO₃*, *acHum* et *Chla*.

Le test des effets inter-sujets de *Tukey* révèle qu'il existe des différences ($p < 0,05$) entre les stations pour les variables *pH*, *PPhoto*, *PicEuk*, *NanoEuk* et *PicCy*. L'analyse a mis en évidence des différences significatives entre les valeurs des stations de la rivière Matawin (MS2 et MS2) d'une part et le tributaire à substrat sableux (S) d'autre part. En effet, le tributaire exhibe des valeurs plus faibles par rapport aux stations de rivière. Cependant, la différence qui existe entre les stations MS1 et MS2 n'est pas significative et elles sont donc être considérées semblables. Par conséquent, le tributaire sableux ne semble avoir aucun un effet significatif sur la valeur des variables situées plus en aval car d'un point de vue statistique, MS1 est semblable à MS2 située en aval du tributaire.

3.6.2 Tributaire rocheux

L'analyse de variance multiple révèle qu'il existe un effet de la station sur les valeurs des variables. En effet, la valeur du lambda de Wilks équivaut à 0,0 et est significatif ($p = 0,03$). Le test d'homogénéité des variances de *Levene* indique que les variances de la plupart des variables sont homogènes ($p > 0,05$), sauf pour la turbidité. Selon le test des effets inter-sujets de *Tukey*, les stations ont un effet sur les variables *PicCy*, *NanoEuk*, *Chla*, *acFulv*, *acHum*, *Tryp* et *PPhoto*. Cet effet se traduit par la

différence significative qui existe entre le tributaire rocheux et la station en amont (MR1) et en aval (MR2). En effet, le tributaire est caractérisé par des teneurs plus faibles de MOD (*acFulv*, *acHum*, *Tryp* et *PPhoto*), de *NanoEuk* et de *Chla*. Les *PicCy* sont cependant en teneur plus importante dans le tributaire. L'analyse révèle que les différences existant entre MR1 et MR2 ne sont pas significatives et qu'elles sont statistiquement semblables. L'effet du tributaire a donc un impact bénin sur la composition limnologique de la rivière en aval.

CHAPITRE IV

DISCUSSION

Les caractéristiques du bassin versant qui freinent le passage de l'eau vers l'océan, comme les lacs, augmentent les chances que la MOD y subisse des modifications/transformations (Gergel, 1999). Les lacs ont tendance à avoir plus de production d'origine *in situ* en raison de l'absence de canopée et des temps de résidence plus longs (Larson et al. 2007). L'eau de la rivière Matawin subit une transition d'un milieu lotique (rivière en amont) vers un milieu lentique (réservoir). Il est admis dans la littérature qu'un changement apporté sur la dynamique d'un cours d'eau engendre des changements sur les réactions biochimiques du milieu et modifie la composition biologique et physico-chimique (Ward et Stanford 1983, Findlay et Sinsabaugh, 2003). Puisque l'analyse de redondance n'a pas décelé de corrélation directe entre les variables physico-chimiques et biologiques, excepté pour le phosphore total et les nanoeucaryotes, on peut en conclure que les changements observés résultent du changement hydrodynamique engendré par le barrage. Ce changement de dynamique se traduit ici par un temps de résidence de l'eau relativement élevé (5-6 mois) dans le réservoir, avant d'être relâchée en aval dans la rivière Matawin.

4.1 Substances humiques

Dans son ouvrage, Thomas (1997) avait émis comme hypothèse que la saisonnalité marquée des activités biologiques en zone tempérée devait engendrer une saisonnalité dans la teneur des substances humiques (SH). Il suggère que les SH récalcitrantes (non-labiles) sont corrélées positivement avec le taux de dégradation biologique, alors que les constituants labiles sont plutôt corrélés avec les activités biologiques (phytoplancton et autres producteurs primaires). Les résultats obtenus dans la présente étude corroborent cette hypothèse. En effet, on assiste à une accumulation des SH en début d'automne contrairement aux périodes printanière et estivale où la teneur y est

constante et plus faible. Cette accumulation en automne est attribuable à la chute des feuilles des arbres à feuillage caduque et aux pluies automnales qui contribuent aux apports terrestres dans le cours d'eau. Cette même période était caractérisée par des pourcentages de HNA plus élevés par rapport au printemps et à l'été.

Dans les écosystèmes de rivière, la production de MOD issue des plantes terrestres est de l'ordre du double de celle générée par le milieu aquatique lui-même (Fisher et Likens 1973). Il est d'ordinaire accepté que les apports terrestres de MOD prédominent dans les écosystèmes lotiques (Frost et al. 2006, Larson et al. 2007). Cette réalité est d'autant plus marquée dans les cours d'eau des zones tempérées entourées de forêts. Dans ce genre de situation, il s'est avéré que 99 % de l'apport énergétique était d'origine terrestre et que 46,3 % de cet apport consistait en de la matière organique dissoute (Fisher et Likens 1973). Cette réalité est conforme à celle retrouvée en amont du barrage Taureau (régime naturel), puisque la teneur en protéines autochtones, les tryptophanes, sont en concentrations inférieures par rapport aux substances terrestres.

La baisse de concentration en composantes humiques dans la portion « aval » semble être une conséquence directe de la présence du réservoir qui la précède, lequel représente le siège d'une multitude de réactions biogéochimiques. En effet, Frost et al. (2006) ont démontré qu'il existe une relation négative entre la concentration en MOD et la distance que parcourt l'eau à l'intérieur d'un bassin versant. Une taille du bassin versant importante génère de longs temps de résidence. Ces derniers agissent comme catalyseurs pour la suppression de la MOD via les processus de photodégradation et de dégradation bactérienne. En effet, le réservoir affiche des valeurs plus faibles des SH par rapport à la classe AMONT. Cette réalité laisse supposer que la dégradation (bactérienne et lumineuse) est favorisée dans le réservoir, qui est plus statique que la rivière. Frost et al. (2006) ont constaté que la faible absorbance de l'eau d'une rivière issue d'un bassin riche en lacs et en étendues d'eau est la conséquence de l'activité importante des bactéries hétérotrophes et des photoréactions dans ces systèmes. Ces mêmes cours d'eau sont également plus riches en carbone *in situ*. L'analyse démontre cependant une faible abondance d'algues eucaryotes et de chlorophylle *a* dans le tronçon aval de la

rivière Matawin. Ces variables sont de bons indicateurs de la présence de carbone *in situ*. Leur faible concentration en aval semble être une conséquence de la présence du barrage qui limite le passage de l'eau durant l'été alors que les processus autotrophes abondent en amont. Lorsque les pluies automnales font grimper le niveau du réservoir déjà à pleine capacité, le barrage ouvre les valves, mais la production primaire est déjà faible pour cette période de l'année et les algues ne s'accumulent pas en aval. Cette réalité est validée par le fait que le secteur AVAL n'est pas caractérisé par une forte abondance des bactéries HNA et des tryptophanes.

Des études antérieures (Leff et Meyer 1991, Sun et al. 1997, Thomas 1997) ont suggéré que la concentration de matière organique dissoute était plus élevée lorsque les flux d'eau sont faibles. Les flux d'eau plus élevés auraient tendance à diluer les matières organiques et ainsi diminuer leur concentration (Werh et al. 1997). Les résultats de la présente étude ne corroborent pas ces affirmations car bien que les flux d'eau libérés en aval soient plus faibles en été (juillet et août), la concentration de MOD (représentée par le DOC et les substances humiques) n'est pas supérieure à celle retrouvée en amont. Les débits plus élevés en automne en aval ne semblent pas favoriser l'accumulation des substances humiques car les teneurs sont relativement stables durant toute la période d'échantillonnage. Le facteur « barrage » est responsable de ces constats et empêche la réalité décrite par Werh de se réaliser. Le temps de résidence semble donc être assez important, même en période de forts débits, pour favoriser la dégradation de la MOD avant que celle-ci n'atteigne le barrage et ne soit libérée en aval.

4.2 Nutriments

Bien que la part de phosphore soit plus importante en amont, les concentrations en aval suivent approximativement le même patron de concentration mensuel. Cette réalité laisse supposer que les forces régissant les apports mensuels de phosphore total en aval sont globalement les mêmes que celles retrouvées dans la rivière en amont du barrage. La plus faible teneur observée en aval semble être attribuable au temps de résidence plus long qui favorise l'utilisation du nutriment par le phytoplancton de par la turbulence

réduite du milieu. En amont, la concentration n'excède pas la limite de 0,05 mg/L requise pour maintenir un niveau de qualité de l'eau adéquat (*Environnement Canada*). La concentration maximale de phosphore total mesuré dans la rivière ne dépasse pas 0,02 mg/L, la limite étant ainsi respectée. Dans les cours d'eau, Brunet et Astin (1998, 2000) ont noté une augmentation de la teneur en phosphore dissous avec les périodes de crues. La présente étude n'a pas permis de valider ce résultat en raison des apports limités qui caractérisent la rivière de type oligotrophe.

L'absence d'agriculture le long de la rivière Matawin explique les faibles concentrations d'azote retrouvées dans les échantillons d'eau. En effet, les normes établies par *Environnement Canada* fixent comme indicateur de la qualité de l'eau une concentration-cible maximale de 1 mg/L d'azote. L'eau de la rivière Matawin atteint un maxima moyen de 0,35 mg/L en amont au mois d'août. La concentration d'azote ne dépasse donc pas la limite établie.

4.3 Variables physiques et de minéralisation

La température plus élevée en aval (de 3 %) ne semble pas être une conséquence directe de l'effet du barrage. Cette réalité semble être plus attribuable à la largeur de la rivière qui est plus importante en aval par rapport à l'amont. Un élargissement du lit de la rivière fait en sorte que la surface de contact des rayons du soleil avec l'eau est plus importante étant donné que la canopée occupe moins l'espace aérien.

En ce qui concerne le taux de saturation en oxygène dissous, la valeur plus élevée en aval semble être attribuable à la pente moyenne plus prononcée du lit par rapport à l'amont, ce qui crée des zones de turbulence plus nombreuses. En effet, l'inclinaison du bassin versant de la rivière en aval (1,84 %) est plus élevée que celle du bassin versant situé en amont (1,63 %). Les pentes plus élevées ont la particularité de favoriser le brassage de l'eau ainsi que les échanges gazeux avec l'atmosphère.

La valeur du pH plus élevée de 3 % en aval demeure difficile à interpréter et serait probablement le résultat du brassage des eaux dans le réservoir. Les valves du barrage étant situées dans le métalimnion du réservoir, il est possible que les eaux plus profondes du réservoir contribuent à augmenter la valeur du pH en aval. En effet, le pH était déjà plus élevé dans la classe AM_RES par rapport à la classe AMONT. Il est possible que l'eau du réservoir influence le pH en aval puisque le pH de l'eau du réservoir est en moyenne semblable à celui de l'eau en aval (fig. 3.13).

Le coefficient d'extinction de la lumière K_d dans l'eau semble être affecté directement par la présence des substances humiques et des matières particulaires, lesquelles limitent le passage de la lumière (Williamson 1999, Findlay et Sinsabaugh 2003, Frenette et al. 2012). En effet, les substances humiques et particulaires en suspension (plus abondantes dans le réservoir) bloquent la lumière dans la colonne d'eau. Le temps de résidence long du réservoir et la turbulence moindre favorise la dégradation des substances humiques, ce qui contribue à diminuer leur teneur en aval. Le temps de résidence agit donc indirectement sur K_d en aval et la lumière passe plus aisément.

4.4 Algues eucaryotes et chlorophylle *a*

Au printemps et en été, la concentration de la chlorophylle *a* était plus faible en aval qu'en amont. C'est durant cette même période que les débits relâchés par le barrage en aval sont les plus faibles, témoignant de l'effet du temps de résidence sur la teneur de chlorophylle (dégradation). L'analyse canonique de redondance n'a pas décelé de corrélation entre la teneur de phosphore (SRP et TP) et celle de chlorophylle *a*. De ce fait, aucune corrélation directe ne peut être établie entre ces deux variables en ce qui concerne la Rivière Matawin. L'absence de corrélation semble être une conséquence du milieu oligotrophe, c'est-à-dire que les nutriments limitants sont assimilés par le phytoplancton aussi vite qu'ils entrent dans le milieu.

Les résultats de l'abondance des algues eucaryotes en fonction du temps ont démontré que les picoeucaryotes étaient plus abondantes durant les mois de juin à août. Cette prédominance marquée des picoeucaryotes en été (surtout en amont) dans la rivière, par rapport aux nanoeucaryotes, est probablement attribuable au faible niveau trophique du cours d'eau à cette période. Par exemple, il apparaît dans la littérature ((Bell et Kalf (2001) cités par Callieri (2007)) que plus les conditions d'un lac ou d'un océan sont oligotrophes, plus grande est l'importance relative du picoplancton par rapport aux autres organismes autotrophes. Agawin et al. (2000) mentionnent dans leur étude que le picoplancton, représenté par les algues picoeucaryotes et les picocyanobactéries, tend à dominer ($> 50 \%$) les autres organismes autotrophes dans les eaux chaudes ($> 26 \text{ }^{\circ}\text{C}$) et peu productives ($< 0,3 \text{ mg/L}$ de chlorophylle *a*). En effet, la plus petite taille ($< 0,2 \text{ }\mu\text{m}$ de diamètre) du picoplancton par rapport au nanoplancton lui confère un avantage compétitif dans sa capacité à assimiler les ressources nutritives lorsque le milieu est oligotrophe. Le fort rapport surface-volume des organismes picoplanctoniques fait en sorte qu'ils ont la capacité de maintenir des taux élevés d'assimilation des nutriments lorsque la concentration de ceux-ci est faible et qu'ils disposent d'une plus grande efficacité à absorber et à utiliser l'énergie lumineuse incidente grâce à leurs pigments accessoires (Sin et al. 2000, Agawin et al. 2000). L'été, en amont, les picoeucaryotes étaient plus abondantes que les nanoeucaryotes. En effet, les températures élevées s'avèrent être un facteur déterminant pour la croissance du picoplancton (Agawin et al. 1998, 2000). En aval du barrage de la rivière Matawin, le patron de distribution des picoeucaryotes était semblable à l'amont mais avec des effectifs beaucoup plus faibles (près de la moitié).

Frenette et al. (2012) mentionnent que les apports de matière organique terrestre tendent à être de nature chromophorique (matière organique colorée), ce qui influe sur les propriétés optiques de l'eau en altérant la qualité de la lumière incidente. En amont, les pics d'abondance des substances humiques sont plus importants en automne dans la rivière Matawin, ce qui indique que la période printanière-estivale est caractérisée par des conditions lumineuses plus favorables au phytoplancton (valeur plus basse du K_d). Cette réalité contribue à expliquer les effectifs d'abondance élevés des algues eucaryotes

en été dans la rivière Matawin par rapport à l'automne. La concentration de la MOD chromophorique étant sensiblement la même entre les tronçons « amont » et « aval » de la rivière au printemps et en été, elle ne peut donc pas expliquer les résultats obtenus pour le phytoplancton. Le temps de résidence semble donc être la cause principale des résultats observés.

Les algues nanoeucaryotes sont plus abondantes en amont par rapport à l'aval et tendent à diminuer avec la baisse de température. Dans Joint et al. (1986), en hiver, le nanoplancton représentait 70 % de la production primaire journalière contre 13 % pour le picoplancton. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus dans la présente étude. Les algues nanoeucaryotes sont relativement plus abondantes en effectifs à partir de septembre (en amont et en aval) alors que les picoeucaryotes décroissent en abondance après un bloom important en été.

D'un point de vue spatial, le temps de résidence semble être ici la cause principale de la différence observée entre l'amont et l'aval. En effet, le passage de l'eau limité au printemps et en été, en combinaison avec un temps de résidence long dans le réservoir, favorisent la prédation et la sédimentation et peuvent expliquer les faibles teneurs d'algues et de chlorophylle *a* retrouvées en aval. En effet, c'est au printemps et en été que les processus de productivité primaire sont les plus importants et c'est au cours de cette période que les lâchers d'eau en aval sont les plus faibles. La plus faible teneur de ces variables dans la classe AV_RES par rapport à AM_RES vient renforcer l'idée que le réservoir favorise leur déplétion. L'appauvrissement observé en aval refléterait donc les conséquences de la dynamique du réservoir, marqué par un temps de résidence plus long qu'en aval. L'effet de rupture accentué par les faibles débits en aval au printemps et en été défavorise les apports *in situ* en aval. Bien que les systèmes lentiques d'eau douce favorisent le développement du phytoplancton, la MOD qui en découle se trouve à être recyclée rapidement dans la colonne d'eau, tel que suggéré par Thomas (1997). Les débits plus élevés en aval en automne ne semblent pas favoriser l'abondance des algues puisqu'aucune tendance ne semble se démarquer entre l'amont et l'aval, alors que la productivité a diminuée pour cette saison. Ward et Stanford (1983) indiquent qu'en

système de barrage, le plancton lentique est éliminé rapidement dans la rivière en aval puisque celle-ci est moins favorable aux processus photosynthétiques en raison de sa nature moins statique. En effet, Baxter (1977) indique qu'en milieu lotique, la stratification thermique se développe plus rarement et la population de plancton tend à être faible. Dans un même ordre d'idée, Poff et al. (1990), dans leur étude sur la colonisation algale de différents régimes hydriques, sont parvenus au résultat que la biomasse phytoplanctonique tend à être plus élevée lorsque la vitesse du cours d'eau est faible (lacs et réservoirs). Ces réalités sont conformes avec les résultats d'abondance des algues eucaryotes obtenus dans le cas de la rivière Matawin. L'effet du barrage dans la partie aval de la rivière se traduit donc par un appauvrissement non négligeable des algues eucaryotes et de la chlorophylle *a* en période de productivité photosynthétique.

4.5 Cyanobactéries

Callieri et Stockner (2000) ont étudié les facteurs responsables de la distribution temporelle des picocyanobactéries dans des lacs oligotrophes. Ils suggèrent que l'abondance des picocyanobactéries ne dépend pas directement du statut trophique du lac et que la contribution à la biomasse phytoplanctonique n'est également pas directe. Ces auteurs suggèrent que l'abondance de picocyanobactéries est plus intimement corrélée à la limitation de la lumière, à la présence de brouteurs ainsi qu'à la teneur en phosphore du milieu. Une combinaison favorable de ces facteurs détermine l'évolution de la croissance de la population de picocyanobactéries.

La divergence d'occurrence des maximas de picocyanobactéries en amont (juin) et en aval (août) est difficile à interpréter. Ces occurrences maximales, qui apparaissent en été lorsque les conditions de température et de luminosité sont optimales, sont en accord avec les résultats observés dans la littérature (Agawin et al. 2000, Callieri 2007, Domingues 2007). En effet, les picocyanobactéries font partie du picoplancton et leur petite taille leur procure un avantage compétitif par rapport au nanoplancton pour acquérir les nutriments et utiliser la lumière incidente. Le bloom précoce identifié en amont en juin semble être attribuable aux températures et conditions lumineuses

estivales favorables. La baisse identifiée pour le mois suivant pourrait être le résultat de la compétition avec les eucaryotes.

En aval, les nanocyanobactéries sont plus abondantes d'août à novembre, et la population est faible de mai à juillet. Les populations atteignent une abondance élevée en août et décroissent légèrement jusqu'en novembre. Callieri et Stockner (2000) ont noté l'existence d'une compétition interspécifique entre les picocyanobactéries et une espèce filamenteuse de nanocyanobactérie dans le lac Maggiore. En effet, l'augmentation des nanocyanobactéries se traduisait par une diminution des picocyanobactéries. Cette situation n'est pas apparente à la rivière Matawin puisque l'abondance des picocyanobactéries reste relativement constante en amont et en aval (environ 100 cellules/ml) excepté pour les occurrences maximales précédemment relevées. Il est possible qu'il existe une situation d'allélopathie entre les deux types de cyanobactéries, sans que la compétition ne devienne exclusive. Cependant les faibles valeurs des variables nutritives (TN et TP) ne permettent pas d'identifier des patrons de limitation dans le temps, ce qui ne permet pas de valider cette hypothèse dans ce cas-ci. L'abondance plus marquée des nanocyanobactéries à partir du mois d'août semble être attribuable à la diminution des eucaryotes. Domingues (2005) a noté une succession des algues eucaryotes par les cyanobactéries avec un bloom ayant lieu généralement au mois d'août. Il suggère que cette succession est le fruit d'une compétition interspécifique où les eucaryotes dominent lorsque les conditions sont limitantes en phosphore (ratio N:P élevé) et où les procaryotes dominent (vers la fin de l'été) lorsque les conditions sont limitantes en terme d'azote (ratio N:P faible). Cependant, l'absence apparente de variation temporelle des nutriments dans la rivière Matawin (amont et aval) ne semble pas être la cause de la succession phytoplanctonique. La plus grande flottabilité des cyanobactéries pourrait expliquer leur capacité à gagner en abondance lorsque les conditions lumineuses d'automne sont plus restreintes en demeurant dans la zone photique. Scheffer et al. (1997) suggèrent que les cyanobactéries peuvent afficher une dominance continue lorsque les conditions hivernales ne sont pas trop froides. Ce fait est en accord avec les résultats obtenus pour la rivière Matawin étant donné que la température moyenne pour l'année 2010 fluctue en moyenne entre 2 et 27 °C. Les

cyanobactéries ont de plus la capacité de moins souffrir de la prédation, de la sédimentation et ont la capacité de pouvoir stocker l'azote et le phosphore (Domingues 2007), ce qui les favorise d'un point de vue compétitif. L'aval étant caractérisé par un K_d moyen plus faible, une température moyenne légèrement plus élevée et des conditions plus pauvres en phosphore, les cyanobactéries peuvent y être favorisées par rapport à l'amont en raison des avantages précédemment mentionnés.

Le patron de distribution des cyanobactéries demeure difficile à dessiner car il dépend de la complexité du milieu pélagique et de la communauté structurale établie (Callieri et Stockner, 2000). Frenette et al. (2012) ont démontré que la lumière exerce une influence importante sur les patrons de distribution du phytoplancton. En effet, les cyanobactéries et les algues eucaryotes ont des réponses différentes selon la qualité spectrale de la lumière présente dans la colonne d'eau. Cette réponse est d'autant plus différente selon la taille (pico et nano) des organismes phytoplanctoniques impliqués. La qualité spectrale de la lumière n'est pas une variable qui fut mesurée dans la présente étude. Il est probable qu'elle influe sur les distributions observées des picocyanobactéries.

Une campagne d'échantillonnage fut exécutée en juin et en août 2011 dans la colonne d'eau du réservoir Taureau de manière à obtenir une idée de l'évolution des variables dans le temps. Les nanocyanobactéries, en août, étaient présentes en teneur constante dans toute la colonne d'eau, de l'épilimnion à l'hypolimnion. Cette réalité pourrait expliquer l'abondance marquée des nanocyanobactéries observée en aval vers la fin de l'été 2010, malgré que ces observations aient été effectuées dans une année hydrologique différente. Puisque les vannes du barrage sont situées dans le métalimnion et que les nanocyanobactéries étaient distribuées de manière homogène dans la colonne d'eau, il est possible que leur passage d'amont en aval fut facilité. Le fait que les classes (de l'analyse discriminante) du réservoir (AM_RES et AVRES) se trouvaient à avoir des teneurs plus élevées de cyanobactéries par rapport à la classe AMONT vient renforcer cette hypothèse.

4.6 Bactéries

Selon Lebaron et al. (2001), les bactéries HNA sont considérées comme étant les membres métaboliquement actifs d'une communauté bactérienne donnée. Belzile et al. (2008) ont observé que l'abondance des bactéries HNA des eaux de surfaces commençait à augmenter 5 à 6 semaines après que la croissance du phytoplancton ait débuté au printemps. Le tryptophane, qui est l'un des éléments de la matière organique dissoute colorée identifié par le PARAFAC, est un substrat de bonne qualité pour les bactéries. Matthews et al. (1996) mentionnent qu'il a déjà été suggéré que les substances protéiques sont libérées dans l'environnement par le phytoplancton. Les résultats obtenus sur la rivière Matawin en amont sont en accord avec ceux de Belzile. En effet, l'abondance des bactéries HNA (n/ml) atteint son maximum vers la fin du mois d'août, soit moins de deux mois suivant l'émergence des algues phytoplanctoniques, (algues nanoeucaryotes et picoeucaryotes) en juin.

Sherr et al. (2006) ont étudié la distribution de l'abondance des bactéries HNA/LNA dans l'océan pacifique nord-est et ont obtenu comme résultat que le pourcentage des HNA était plus élevé lorsque la concentration en chlorophylle *a* était élevée, ce qui laisse entrevoir l'existence d'une corrélation entre les deux variables. En effet, la présence de chlorophylle *a* est une garantie de la présence de substrat utilisable (tel que le tryptophane) par les bactéries à taux métabolique élevé (HNA). De ce fait, la baisse de la concentration de chlorophylle *a* pour la période automnale combiné à une hausse du pourcentage de bactéries HNA pour la même période entre en contradiction. Cette réalité laisse supposer qu'il existe une source de substrat alternative à la productivité bactérienne. Mais comme Sherr et al. (2006) l'ont mentionné, un effectif important de bactéries HNA n'est pas nécessairement synonyme de « productivité » car il existe de nombreux niveaux d'activités métaboliques chez les bactéries. L'absence de corrélation soulevée entre le pourcentage de bactéries HNA et le tryptophane pourrait être attribué au fait que ce dernier est assimilé aussi vite qu'il est produit par le phytoplancton. Baines et Pace (1991) ont suggéré que dans les écosystèmes lacustres, la contribution des produits extracellulaires aux besoins des bactéries diminue avec la productivité du milieu. Ceci suggère qu'en conditions oligotrophes, les bactéries

consommement rapidement les substances labiles et utilisent des sources de carbone alternatives. Dans leur étude, Massicotte et Frenette (2011) suggèrent également que les substances humiques (non-labiles) sont nécessaires pour satisfaire la demande en carbone des bactéries à long terme.

Selon Tulonen (2004), le ratio de la production bactérienne sur la production primaire autotrophe en milieu lotique est plus élevé en été en raison des sources de carbone *in situ* et des substrats labiles excrétés par le phytoplancton. En effet, dans les habitats pélagiques, les bactéries sont responsables de 40 % de la consommation de la production primaire (Tulonen 2004). Tulonen (2004) suggère également qu'en automne et en hiver, le bactérioplancton utilise surtout le carbone terrestre (qui est plus difficilement dégradable) alors que la production autotrophe se trouve être insuffisante en raison des basses températures et du manque de lumière. Tulonen (2004) suggère également que le carbone terrestre représente la plus importante source de carbone pour le bactérioplancton sur une base annuelle. Les résultats obtenus sur le pourcentage de HNA dans la Matawin qui augmente vers la fin de l'été semblent aller en ce sens. La diminution observée de ce pourcentage de 10 % en aval à partir de l'automne semble être attribuable à la plus faible teneur des substances humiques (ou de MOD) causée par le temps de résidence élevé de l'eau dans le réservoir.

Moran et Zepp (1997), suggèrent dans leur ouvrage que les produits de photodégradation peuvent être biologiquement plus actifs que la substance mère de laquelle ils découlent. En effet, ces auteurs mentionnent que l'activité métabolique peut être plus élevée d'un facteur de 1,5 (jusqu'à 6) en présence de produits de photodégradation. Anesio et al. (2005) sont également parvenu au résultat que l'exposition aux UV des substances humiques engendrait une augmentation de la respiration bactérienne. Cette réalité pourrait expliquer la hausse du pourcentage de bactéries HNA à partir de la fin d'août, soit le moment où les produits de photodégradation augmentent dans la rivière.

4.7 Effet des tributaires

À la lumière des résultats obtenus, il semblerait que les débits et la taille de la rivière Matawin soient suffisamment importants pour contrer ou diluer les effets des tributaires, dont l'eau s'avère présenter des teneurs relativement plus faibles des variables limnologiques mesurées. Cependant, puisque l'effet de seulement 2 tributaires fut isolé dans la présente étude, il serait approprié d'effectuer de plus amples recherches dans le futur sur le sujet puisque l'effet généralisé est peut-être cumulatif par la contribution de l'ensemble des tributaires.

CONCLUSION

Il ressort des résultats obtenus dans le cadre de ce travail que les dynamiques apportées par l'inversion du régime hydrologique engendrent des modifications sur les aspects limnologiques des variables physico-chimiques et biologiques. En effet, le temps de résidence est long pendant la période de mai à novembre 2010. De plus, les débits faibles présents en aval lors de la période végétative limitent la circulation des apports nutritifs et biologiques. Cette réalité contribue à faire diminuer significativement l'abondance du phosphore, des algues eucaryotes et de la chlorophylle *a* au printemps et en été.

En automne, le temps de résidence est également long, mais les débits présents en aval sont plus élevés qu'en amont en raison de l'excédent d'eau issue des pluies automnales qui est évacuée par le réservoir pour demeurer à capacité optimale. Lors de cette période, on assiste en aval à une diminution des substances humiques et par conséquent, du pourcentage de bactéries HNA, lesquelles semblent utiliser davantage le carbone terrestre une fois que la MOD labile autochtone (*c.-à-d.* produite *in situ*) n'est plus disponible. En effet, la croissance des bactéries est fortement influencée par la nature de la MOD, laquelle est variable en qualité. De plus, il est reconnu dans la littérature que la MOD agit directement sur la transparence de l'eau et par conséquent, sur la lumière incidente et les processus de photosynthèse du phytoplancton.

Le réservoir étant plus statique et moins turbulent par rapport aux milieux de rivière, il favorise la dégradation des éléments de MOD et du phytoplancton. Un temps de résidence accrue facilite la dégradation de ces éléments par les bactéries, les rayons UV, la sédimentation et le broutage. Les conditions plus faibles de phosphore ainsi que le faible coefficient d'extinction de la lumière dans l'eau en aval pendant l'automne semblent favoriser l'émergence des cyanobactéries en aval par rapport à l'amont.

Les résultats de la présente étude ont permis de mettre en évidence le fait que les débits automnaux, malgré leurs magnitudes élevées, apportent une faible contribution en apports nutritifs et biologiques en aval, excepté peut-être pour les nanocyanobactéries. Celles-ci peuvent avoir été favorisées par les conditions appauvries en aval car la capacité d'assimilation des nutriments et de la lumière des cyanobactéries est connue pour être relativement élevé en milieu oligotrophe. De plus amples recherches sur le sujet sont nécessaires pour valider cette hypothèse.

Puisque les principaux protagonistes (MOD, phytoplancton et bactéries) étudiés dans le cadre de cette étude font partie des principaux éléments constituant la base de la chaîne alimentaire, il est possible que des répercussions de l'inversion du régime hydrologique par barrage soient observées sur les maillons supérieurs, tels que la faune ichthyenne, benthique et la flore riveraine. En effet, Benenati et al. (2000) indiquent que la chaîne alimentaire du milieu lotique en aval des barrages est modifiée par le réservoir ainsi que par le système de régulation des eaux.

Il est possible que les résultats obtenus dans le cas de la rivière Matawin puissent être appliqués à tous les barrages de type inversion, dans l'optique où le cadre climatique saisonnier est semblable. Néanmoins, de plus amples recherches sur le sujet sont nécessaires afin de bien cerner les forces mises en jeu.

RÉFÉRENCES

- Agawin, N.S.R., Duarte, C.M., Agusti, S. 1998. Growth and abundance of *Synechococcus* sp. In a Mediterranean Bay : Seasonality and relationship with temperature. *Marine Ecology Progress Series*. 170:45-53.
- Agawin, N.S.R., Duarte, C.M., Agusti, S. 2000. Nutrient and temperature control of the contribution of picoplankton to phytoplankton biomass and production. *Limnology and Oceanography*. 45(3):591-600.
- Alibert, M., Assani, A.A., Gratton, D., Leroux, D., Laurencelle, M. 2011. Statistical analysis of the evolution of a semialluvial stream channel upstream from an inversion-type reservoir: The case of the Matawin River (Quebec, Canada). *Geomorphology*. 131:28-34.
- Aminot, A., Rey, F. 2000. Standard procedure for the determination of chlorophyll *a* by spectroscopic methods. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*.
- Andersen, C.M., Bro, R. 2003. Practical aspects of PARAFAC modeling of fluorescence excitation-emission data. *Journal of chemometrics*. 17:200-215.
- Anesio, A.M., Granéli, W., Aiken, G.R., Kieber, D.J., Mopper, K. 2005. Effect of Humic Substance Photodegradation on Bacterial Growth and Respiration in Lake Water. *Applied and Environmental Microbiology*. 71(10):6267-6275.
- Assani, A.A. 2004. Comparaison de la variabilité interannuelle des débits en fonction de régimes hydrologiques artificialisés dans un complexe de barrages sur la rivière Saint-Maurice (Québec, Canada). *Bulletin de la Société géographique de Liège*. 44:87-96.
- Assani, A.A., Buffin-Bélanger, T., Roy, A.G. 2002. Analyse d'impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Revue des sciences de l'eau*. 15(2):557-574.
- Assani, A.A., Gravel, E., Buffin-Bélanger, T., Roy, A.G. 2005. Impacts des barrages sur les débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec (Canada). *Revue des sciences de l'eau*. 18(1):103-127.

- Assani, A.A., Lajoie, F., Laliberté, C. 2007. Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits moyens annuels en fonction du mode de gestion et de la taille des bassins versants au Québec. *Revue des sciences de l'eau*. 20(1):127-146.
- Assani, A.A., Petit, F., Leclercq, L. 2006. The relation between geomorphological features and species richness in the low flow channel of the Warche, downstream from the Bütgenbach dam (Ardennes, Belgium). *Aquatic Botany*. 85:112-120.
- Assani, A.A., Stichelbout, É., Roy, A.G., Petit, F. 2006. Comparison of impacts of dams on the annual maximum flow characteristics in three regulated hydrologic regimes in Québec (Canada). *Hydrological processes*. 20:3485-3501.
- Baines, S.B., Pace, M.L. 1991. The production of dissolved organic matter by phytoplankton and its importance to bacteria: Patterns across marine and freshwater systems. *Limnology and Oceanography*. 36(6):1078-1090.
- Baker, A. 2001. Fluorescence Excitation-Emission Matrix characterization of some sewage-impacted rivers. *Environmental science & technology*. 35(5):948-953.
- Baxter, R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual review of ecology and systematics*. 8:255-283
- Belzile, C., Brugel, S., Nozais, C., Gratton, Y., Demers, S. 2008. Variations of the abundance and nucleic acid content of heterotrophic bacteria in Beaufort Shelf waters during winter and spring. *Journal of Marine Systems*. 74:946-956.
- Benenati, E.P., Shannon, J.P., Blinn, D.W., Wilson, K.P., Hueftle, S.J. 2000. Reservoir-river linkages: Lake Powell and the Colorado River, Arizona. *Journal of the North American Benthological Society*. 19(4):742-755
- Bouvier, T., Giorgio, P.A., Gasol, J.M. 2007. A comparative study of the cytometric characteristics of high and low nucleic-acid bacterioplankton cells from different aquatic ecosystems. *Environmental Microbiology*. 9(8):2050-2066.
- Bricaud, A., Morel, A., Prieur, L. 1981. Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. *Limnology and Oceanography*. 26(1):43-53.
- Brunet, R.-C., Astin, K.B. 1998. Variation in phosphorus flux during a hydrological season: The river Ardour. *Water Resources*. 32(3):547-558.

- Brunet, R.-C., Astin, K.B. 2000. A 12-month sediment and nutrient budget in a floodplain reach of the river Adour, southwest France. *Regulated Rivers: Research & Management*. 16: 267-277.
- Byren, B.A., Davies, B.R. 1989. The effect of stream regulation on the physicochemical properties of the palmiet river, South Africa. *Regulated Rivers: Research and Management*. 3:107-121.
- Callieri, C., Stockner, J. 2000. Picocyanobacteria success in oligotrophic lakes: fact or fiction? *Journal of Limnology*. 59(1) : 72-76.
- Callieri, C. 2007. Picoplankton in freshwater ecosystems : the importance of small-sized phototrophs. *Freshwater Reviews*. 1:1-28.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Détermination de la chlorophylle a : méthode par fluorométrie. MA. 800 – Chlor. 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec, 2003, 18p.
- Chen, Westerhoff, P., Leenheer, J. A., Booksh, K. 2003. Fluorescence Excitation-Emission Matrix Regional Integration to quantify spectra for dissolved organic matter. *Environmental science & technology*. 37:5701-5710.
- Coble, P.G. 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*. 51:325-346.
- Cole, J.J., Likens, G.E., Strayer, D.L. 1982. Photosynthetically produced dissolved organic carbon: An important carbon source for planktonic bacteria. *Limnology and Oceanography*. 27(6):1080-1090.
- Desbois, D. 2003. Une introduction à l'analyse discriminante avec SPSS pour Windows. *La Revue MODULAD*, 30 :19-49.
- Determann, S., Lobbes, J.M., Reuter, R., Rullkoetter, J., 1998. Ultraviolet Fluorescence excitation and emission spectroscopy of marine algae and bacteria. *Marine Chemistry* 62:137-156.
- Domingues, R.B. Barbosa, A. Galvão, H. 2005. Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana, south-western Iberia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 p. 249-260.

- Domingues, R.B. Galvão, H. 2007. Phytoplankton and environmental variability in a dam regulated temperate estuary. *Hydrobiologia*. 586 (1), p117.
- Drakare, S., Blomqvist, P., Bergström, A., Jansson, M. 2003. Relationship between picophytoplankton and environmental variables in lakes along a gradient of water colour and nutrient content. *Freshwater Biology*. 48(4):729-740.
- Eiler, A., Langenheder, S., Bertilsson, S., Tranvik, L.J. 2003. Heterotrophic bacterial growth efficiency and community structure at different natural organic carbon concentrations. *Applied and environmental microbiology*. 96(7):3701-3709.
- Findlay, S.E.G., Sinsabaugh, R.L. 2003. Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter. Academic Press. Elsevier Science (USA).
- Fisher, S.G., Likens, G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological monographs*. 43:421-439.
- Frenette, J.-J., Massicotte, P., Lapierre, J.-F. 2012. Colorful niches of phytoplankton shaped by the spatial connectivity in a large river ecosystem: A riverscape perspective. *Plos One*. 7(4):1-18.
- Frost, P.C., Larson, J.H., Jonhston, C.A., Young, K.C., Maurice, P.A., Lamberti, G.A. Bridgham, S.D. 2006. Landscape predictors of stream dissolved organic matter concentration and physiochemistry in a Lake Superior river watershed. *Aquatic Sciences*. 68: 40–51.
- Gergel, S.E., Turner, M.G., Kratz, T.K. 1999. Dissolved organic carbon as an indicator of the scale of watershed influence on lakes and rivers. *Ecological Applications*. 9(4):1377-1390.
- Guilbault, G.G. 1973. Practical Analysis:Theory, Methods and Techniques. Marcel Dekker, New-York. Ch 1-4.
- Green, S. A., Blough, N. V. 1994. Optical and fluorescence properties of chromophoric dissolved organic matter in natural waters. *Limnology and Oceanography*. 39(8):1903-1916.
- Holbrook, R.D., Yen, J.H., Grizzard, T.J. 2006. Characterizing natural organic matter from the Occoquan watershed (Northern Virginia, US) using fluorescence spectroscopy and PARAFAC. *Science of the total environment*. 361:249-266.

- Hur, J., Jung, N.-C., Shin, J.-K. 2007. Spectroscopic distribution of dissolved organic matter in a dam reservoir impacted by turbid storm runoff. *Environmental Monitoring and Assessment*. 133:53-67.
- Jaffé, R., McKnight, D., Maie, N., Cory, R., McDowell, W.H., Campbell, J.L. 2008. Spatial and temporal variations in DOM composition in ecosystems: The importance of long-term monitoring of optical properties. *Journal of geophysical research*. 113.
- Joint, I.R., Owens, N.J.P., Pomroy, A.J. 1986. Seasonal production of photosynthetic picoplankton and nanoplankton in the Celtic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 28:251-258.
- Lajoie, F., Assani, A.A., Matteau, M., Mesfioui, M., Roy, A.G. 2006. Comparaison entre débits réservés écologiques et débits lâchés en aval des barrages au Québec : Influence du mode de gestion des barrages, de la taille des bassins versants et de la saison. *Water Quality Research Journal of Canada*. 41(3):263-274.
- Lapierre, J.-F., Frenette, J.-J. 2009. Effects of macrophytes and terrestrial inputs on fluorescent dissolved organic matter in a large river system. *Aquatic Sciences*. 71 :15-24.
- Larson, J.H., Frost, P.C., Zheng, Z., Johnston, C.A., Bridgham, S.D., Lodge, D.M., Lamberti, G.A. 2007. Effects of upstream lakes on dissolved organic matter in streams. *Limnology and Oceanography*. 52(1):60-69.
- Lebaron, P., Servais, P., Agogué, H., Courties, C., Joux, F. 2001. Does the high nucleic acid content of individual bacterial cells allow us to discriminate between active cells and inactive cells in aquatic systems? *Applied and Environmental Microbiology*. 67:1775–1782.
- Leff, L.G., Meyer, J.L. 1991. Biological availability of dissolved organic carbon along the Ogeechee River. *Limnology and Oceanography*. 36(2):315-323.
- Li, W.K.W., Head, E.J.H., Harrison, W.G. 2004. Macroecological limits of heterotrophic bacterial abundance in the ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. 51(11):1529-1540.
- Malone, T.C., Crocker, L.H., Pike, S.E., Wendler, B.W. 1988. Influence of river flow on the dynamics of phytoplankton production in a partially stratified estuary. *Marine Ecology Progress Series*. 48:235-249.

- Moran, M.A., Zepp, R.G. 1997. Role of photoreactions in the formation of biologically labile compounds from dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*. 42(6):1307-1316.
- Matteau, M., Assani, A.A., Mesfioui, M. 2009. Application of multivariate statistical analysis methods to the dam hydrologic impact studies. *Journal of hydrology*. 371:120-128.
- Maxwell, K., Johnson, G.N. 2000. Chlorophyll fluorescence – a practical guide. *Journal of Experimental Botany*. 51(345):659-668.
- Marhaba, T. F., Member, P.E., ASCE. 2000. Fluorescence technique for rapid identification of DOM fractions. *Journal of Environmental Engineering*. 126(2):145-152.
- Massicotte, P., Frenette, J.-J. 2011. Spatial connectivity in a large river system: resolving the sources and fate of dissolved organic matter. *Ecological Applications*. 21(7): 2600–261.
- Matthews, B.J.H., Jones, A.C., Theodorou, N.K., Tudhope, A.W. 1996. Excitation emission-matrix fluorescence spectroscopy applied to humic acid bands in coral reefs. *Marine Chemistry*. 55:317-332.
- McCarthy, D.A., Macey, M.G. 1994. Cytometric analysis of cell phenotype and function. Cambridge University Press. p2.
- McKnight, D.M., Boyer, E.W., Westerhoff, P.K., Doran, P.T., Kulbe, T., Andersen, D.T. 2001 Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*. 46(1):38-48.
- Métézeau, P., Miglierina, R., Ratinaud, M.-H. 1994. La cytométrie en flux: Guide pratique de la préparation à l'analyse des cellules. PULIM. Ch 1.
- Meybeck, M. 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*. 282:401-450.
- Ministère de l'Environnement (MENV). 2001. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction du suivi de l'état de l'Environnement, Ministère de l'Environnement, Québec, p 430.

- Murphy, K.R., Stedmon, C.A., Waite, T.D., Ruiz, G.M. 2008. Distinguishing between terrestrial and autochthonous organic matter sources in marine environments using fluorescence spectroscopy. *Marine Chemistry*. 108:40-58.
- Scheffer, M., Rinaldi S., Gragnani A., Mur, L.R., Van Nes, E.H. 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*. 78(1): 272-282.
- Patel-Sorrentino, N., Mounier, S., Benaim, J.Y. 2001. Excitation-emission matrix to study pH influence on organic matter fluorescence in the Amazon basin rivers. *Water Research*. 36:2571-2581.
- Parlanti, E., Wörz, K., Geoffroy, M., Lamotte, M. 2000. Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Organic Geochemistry*. 31:1765-1781.
- Poff, N.L., Voelz, N.J., Ward, J.V. 1990. Algal colonization under four experimentally-controlled current regimes in a high mountain stream. *Journal of the North American Benthological Society*. 9(4):303-318.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C. 1997. The natural flow regime, a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*. 47(11):769-784.
- Quinn, G.P., Keough, M.J. 2005. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, p. 425-441, 466-467.
- Sherr, E.B., Sherr, B.F., Longnecker, K. 2006. Distribution of bacterial abundance and cell-specific nucleic acid content in the Northeast Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. 53(4) 713-725.
- Simon, D., Heliwell, S. 1998. Extraction and quantification of chlorophyll *a* from freshwater green algae. *Water Research*. 32(7):2220-2223.
- Sin, Y. Wetzel, R.L., Anderson, I.C. 2000. Seasonal variations of size-fractionated phytoplankton along the salinity gradient in the York River estuary, Virginia (USA). *Journal of Plankton Research*. 22(10): 1945-1960.
- Stedmon. C.A., Bro, R. 2008. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis : a tutorial. *Limnology and Oceanography : Methods*. 6:572-579.

- Stedmon, C.A., Markager, S., Bro, R. 2003. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. *Marine Chemistry*. 82:239-254.
- Sun, L., Perdue, E.M., Meyer, J.L., Weis, J. 1997. Use of elemental composition to predict bioavailability of dissolved organic matter in a Georgia river. *Limnology and Oceanography*. 42(4):714-721.
- Tessier, B. 2005. Centrale hydroélectrique privée au barrage Matawin. Mémoire en ligne, Fondation Rivières, 27 p.
<<http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/Matawin/documents/DM7.pdf>>. Consulté le 5 décembre 2009.
- Thomas, J.D. 1997. The role of dissolved organic matter, particularly free amino acids and humic substances, in freshwater ecosystems. *Freshwater biology*. 38:1-36.
- Toupoint, N., 2009. Compréhension des mécanismes assurant le succès de l'approvisionnement en naissain de moule de qualité dans le bassin du Havre-Aubert (Iles-de-la-Madeleine). Océanographie Biologique. Institut des Sciences de la Mer : Université du Québec à Rimouski. 51 p.
- Tulonen, T. 2004. Role of allochthonous and autochthonous dissolved organic matter (DOM) as a carbon source for bacterioplankton in boreal humic lakes. Academic Dissertation in Hydrobiology on web, Helsinki, University of Helsinki, 32 p.
<<https://oa.doria.fi/dspace/bitstream/10024/621/1/roleofal.pdf>>. Consulté le 10 novembre 2009.
- Volk, C.J., Volk, C.B., Kaplan, L.A. 1997. Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in streamwater. *Limnology and Oceanography*. 42(1):39-44.
- Wall, D.W. 2001. Rayleigh et Raman Scattering. *Spectroscopy*. 16(2):28-30.
- Ward, J.V., Stanford, J.A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. 29-42. <http://www.nrem.iastate.edu/class/assets/aec1518/Discussion%20Readings/Ward_and_Stanford_1983.pdf> Consulté le 12 novembre 2009
- Werh, J.D., Lonergan, S. P., Thorp, J.H. 1997. Concentrations and controls of dissolved organic matter in a constricted-channel region of the Ohio River. *Biogeochemistry*. 38: 41-65.

- Wetzel, R.G., Likens, G.E. 2000. *Limnological Analyses*, 3rd Edition. New York: Springer.
- Wiegner, T.N., Tracy, Seitzinger, S.P. 2004. Seasonal bioavailability of dissolved organic carbon and nitrogen from pristine and polluted freshwater wetlands. *Limnology and Oceanography*. 49(5): 1703-1712.
- Williamson, C.E., Morris, D.P., Pace, M.L., Olson, O.G. 1999. Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: Resurrection of a more integrated paradigm. *Limnology and Oceanography*. 44(3):795–803.
- Zsolnay, A. 2003. Dissolved organic matter: artefacts, definitions and functions. *Geoderma*. 113:187-209.

ANNEXE A

TABLEAUX DES TESTS D'EGALITE DES MOYENNES INTER-CLASSES DES VARIABLES DES ANALYSES DISCRIMINANTES

Tableau A.1

Tests d'égalité des moyennes inter-classes des variables
physico-chimiques de l'analyse discriminante temporelle

Variables	Lambda de Wilks	F	ddl1	ddl2	Signification
NO3	.892	1.717	6	85	.127
TN	.748	4.762	6	85	.000
TP	.870	2.108	6	85	.061
SRP	.587	9.949	6	85	.000
DOC	.415	19.967	6	85	.000
Turb	.731	5.224	6	85	.000
Cond	.088	147.597	6	85	.000
OD	.578	10.340	6	85	.000
T	.115	109.097	6	85	.000
pH	.961	.570	6	85	.753
Kd	.826	2.977	6	85	.011
AcFulv	.873	2.066	6	85	.066
AcHum	.912	1.374	6	85	.234
Tryp	.753	4.650	6	85	.000
PPhoto	.486	15.005	6	85	.000

Tableau A.2

Tests d'égalité des moyennes inter-classes des variables
biologiques de l'analyse discriminante temporelle

Variable	Lambda de Wilks	F	ddl1	ddl2	Signification
LNA	.473	15.780	6	85	.000
HNA	.540	12.090	6	85	.000
PicCy	.802	3.487	6	85	.004
NanoCy	.204	55.222	6	85	.000
PicEuk	.566	10.883	6	85	.000
NanoEuk	.694	6.253	6	85	.000
Chla	.599	9.478	6	85	.000

Tableau A.3

Tests d'égalité des moyennes inter-classes des variables physico-chimiques de l'analyse discriminante spatiale

Variable	Lambda de Wilks	F	ddl1	ddl2	Signification
NO3	.844	6.299	3	102	.001
TN	.905	3.574	3	102	.017
TP	.894	4.047	3	102	.009
SRP	.989	.370	3	102	.775
DOC	.986	.485	3	102	.694
Turb	.957	1.512	3	102	.216
Cond	.982	.623	3	102	.602
OD	.821	7.391	3	102	.000
T	.961	1.380	3	102	.253
pH	.716	13.478	3	102	.000
Kd	.819	7.515	3	102	.000
AcFulv	.834	6.755	3	102	.000
AcHum	.735	12.275	3	102	.000
Tryp	.973	.940	3	102	.424
PPhoto	.932	2.492	3	102	.064

Tableau A.4

Tests d'égalité des moyennes inter-classes des variables biologiques de l'analyse discriminante spatiale

Variables	Lambda de Wilks	F	ddl1	ddl2	Signification
LNA	.921	2.920	3	102	.038
HNA	.971	1.015	3	102	.389
PicCy	.903	3.668	3	102	.015
NanoCy	.886	4.395	3	102	.006
PicEuk	.822	7.373	3	102	.000
NanoEuk	.805	8.242	3	102	.000
Chla	.768	10.269	3	102	.000